

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



TESIS

**CARACTERIZACIÓN Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL
MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE
MÉXICO**

PRESENTA

M.C. MIGUEL ANGEL PEQUEÑO LEDEZMA

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO
DE RECURSOS NATURALES**

DICIEMBRE, 2016

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



TESIS

**CARACTERIZACIÓN Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL
MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE
MÉXICO**

PRESENTA

M.C. MIGUEL ANGEL PEQUEÑO LEDEZMA

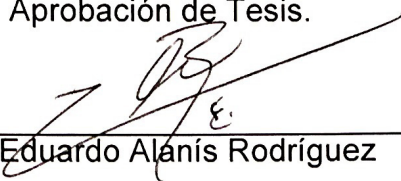
**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO
DE RECURSOS NATURALES**

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO.

DICIEMBRE, 2016

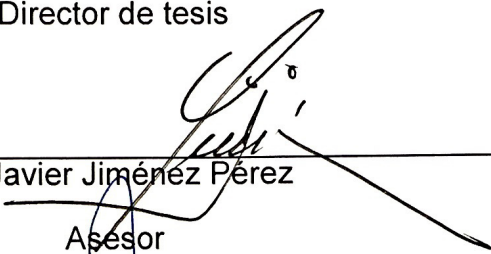
CARACTERIZACIÓN Y RESTAURACIÓN ECOLÓGICA EN EL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE MÉXICO

Aprobación de Tesis.




Dr. Eduardo Alanís Rodríguez

Director de tesis



Dr. Javier Jiménez Pérez

Asesor



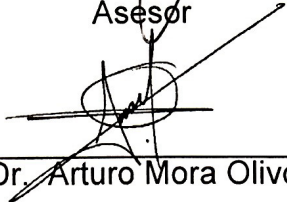
Dr. Oscar A. Aguirre Calderón

Asesor



Dr. Marco A. González Tagle

Asesor



Dr. Arturo Mora Olivo

Asesor Externo

Diciembre, 2016

Agradecimientos

Este trabajo de tesis, es la culminación de una etapa mas de mi formación científica, pero no es un trabajo de una sola persona, en el han participado en diferentes maneras, instituciones y personas con las cuales estoy muy agradecido y si llegara omitir a alguien pido disculpas de antemano.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) quien me otorgo la beca Nacional y Mixta para realizar mis estudios de doctorado dentro de la Facultad de Ciencias Forestales UANL y dentro del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) en Alicante, España.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y en especial a su cuerpo académico de profesores - investigadores quienes con su experiencia y amplio conocimiento han sido pieza fundamental para mi formación profesional.

A mi asesor y amigo, Dr. Eduardo Alanís: Lalo, muchísimas gracias por tu apoyo durante estos años, no tengo mas que palabras de agradecimiento infinito, gracias por alentarme y apoyarme durante mi formación en el programa de doctorado, gracias por mostrarme el camino de la investigación y por hacerme parte de un gran equipo de trabajo del cual me siento muy orgulloso de pertenecer, gracias por tu apoyo para la realización de este trabajo de tesis, gracias por cada una de las platicas en las cuales siempre salgo motivado y con ganas de comerme el mundo entero, gracias por que aparte de un excelente investigador reafirme el contar con una gran persona siempre preocupado por motivar a sus tesisistas para lograr la excelencia, gracias por enseñarme que el trabajo en equipo es la clave del éxito.... ¡¡¡Muchas gracias Lalo!!!

A mi comité de tesis: Dr. Javier Jiménez Pérez, Dr. Oscar A. Aguirre Calderón, Dr. Marco Aurelio González Tagle y Dr. Arturo Mora Olivo, quienes con su motivación, conocimiento y experiencia fortalecieron el trabajo de campo y análisis de los datos dando por resultado este trabajo de tesis.

Al Dr. Víctor Manuel Molina Guerra, quien fue parte fundamental del desarrollo del trabajo de tesis, sin tu apoyo nada de esto se hubiera realizado, muchas gracias Víctor por tu dedicación y por tu amistad.

A la empresa TERNIUM, por abrir sus puertas y dar todas las facilidades para el desarrollo de este trabajo de tesis.

A todo el equipo de campo con quienes a su lado aparte de trabajar, aprendimos, convivimos y nos divertimos durante esta parte de la investigación.
MUCHAS GRACIAS!!!

A mi cotutor externo Dr. Alejandro Valdecantos Dema, por todas las facilidades prestadas para mi estancia de investigación en Alicante, España., por esas practicas en campo que enriquecen mi formación científica, por compartir su conocimiento y permitirme formar parte de su equipo de trabajo.

A todo el personal administrativo de la Facultad de Ciencias Forestales, mi mas sincero agradecimiento.

A todas las personas que colaboraron de una u otra manera en mi formación durante el programa de doctorado, Muchas Gracias!

Dedicatoria

A Dios por guiar mis pasos, ponerme las personas correctas en mi camino y hacer de este viaje que llamamos vida algo mucho mas sencillo.

A mis padres Guadalupe Pequeño y Ninfa Ledezma, por todo el apoyo que me han dado a lo largo del camino, ¡MUCHAS GRACIAS!

A mis hermanos Edwin Pequeño y Melissa Pequeño, por su ayuda y comprensión en momentos difíciles.

A toda mi familia y amigos, por estar al pendiente y por brindarme siempre palabras de aliento para seguir adelante.

ÍNDICE GENERAL

Resumen	i
Abstract	ii
Introducción	1
Objetivos	4
General	4
Particulares	4
Capítulo I	
Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, México	7
Resumen	7
Abstract	8
Introducción	8
Objetivo	10
Materiales y métodos	10
Resultados y discusión	14
Bibliografía	21
Capítulo II	
Composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas post-pecuarias del matorral espinoso tamaulipeco, México	26
Resumen	26
Abstract	26
Introducción	27
Objetivo	28
Materiales y métodos	29
Resultados	32
Discusión	35
Bibliografía	37
Capítulo III	
Caracterización horizontal y vertical de la restauración pasiva post agrícola en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México	41
Resumen	41

Abstract	42
Introducción	43
Objetivo	44
Materiales y métodos	44
Resultados y discusión	49
Bibliografía	54

Capítulo IV

Análisis estructural de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México	60
Resumen	60
Abstract	61
Introducción	61
Objetivo	64
Materiales y métodos	64
Resultados	68
Discusión	74
Bibliografía	77

Capítulo V

Análisis de las partículas en suspensión depositadas sobre el follaje de la vegetación arbórea aledaña a un área de desmonte por trabajos de construcción en el noreste de México	83
Resumen	83
Abstract	84
Introducción	85
Objetivos	86
Materiales y métodos	86
Resultados y discusión	89
Bibliografía	93

Capítulo VI

Criterios a considerar para desarrollar proyectos de restauración ecológica	98
Resumen	98
Abstract	98
Introducción	99
Objetivo	100
Discusión y conclusiones	106
Bibliografía	110

Conclusiones	118
---------------------------	------------

Bibliografía	121
---------------------------	------------

ÍNDICE DE CUADROS

Capítulo I

Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, México

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común, familia y forma de vida de las especies registradas en la reforestación. **14**

Cuadro 2. Abundancia (absoluta y relativa), dominancia (absoluta y relativa) e importancia de las especies registradas en la reforestación (ordenadas de acuerdo a su valor de importancia). **15**

Cuadro 3. Individuos plantados, individuos vivos y porcentaje de sobrevivencia de los individuos reforestados en las dos hectáreas (ordenadas de acuerdo a su abundancia). **19**

Capítulo II

Composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas post-pecuarias del matorral espinoso tamaulipeco, México

Cuadro 1. Abundancias, dominancias y frecuencias absolutas y relativas e índice de valor de importancia de las especies registradas en el área de ganadería intensiva y ganadería extensiva (ordenadas alfabéticamente). **34**

Capítulo III

Caracterización horizontal y vertical de la restauración pasiva post agrícola en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México

Cuadro 1. Nombre científico, común, familia y forma de vida de las especies presentes en el área. **49**

Cuadro 2. Abundancia (N/ha), Dominancia (m ² /ha), Frecuencia e índice de Valor de importancia.	50
---	-----------

Cuadro 3. Valores del índice vertical de Pretzsch para el matorral espinoso tamaulipeco del área de estudio.	54
---	-----------

Capítulo IV

Análisis estructural de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México

Cuadro 1.- Nombre científico, común, familia y forma de vida de las especies presentes.	69
--	-----------

Cuadro 2. Datos de abundancia, dominancia, frecuencia, IVI y alturas para matorral de porte bajo. Las especies están ordenadas de manera decreciente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI). IVI= Índice de Valor de Importancia, Max= Máxima, Min= Mínima.	70
--	-----------

Cuadro 3.- Tabla de abundancia, dominancia, frecuencia, IVI y alturas para matorral de porte alto. Las especies están ordenadas de manera decreciente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI). IVI= Índice de Valor de Importancia, Max= Máxima, Min= Mínima.	70
---	-----------

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo I

Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, México

Figura 1. Ubicación del área de estudio.....	11
Figura 2. Abundancia absoluta (N/ha) de individuos de acuerdo a clases diamétricas (cm).....	16
Figura 3. Abundancia absoluta (N/ha) de individuos de acuerdo a clases de altura (m).	17
Figura 4. Curva de dominancia-diversidad basada en la abundancia (N/ha) y rango de especies.....	18

Capítulo II

Composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas post-pecuarias del matorral espinoso tamaulipeco, México

Figura 1. Ubicación del área de estudio. Se señala de izquierda a derecha: México, Nuevo León, municipio de Pesquería y con una estrella el área de estudio.....	29
--	----

Capítulo III

Caracterización horizontal y vertical de la restauración pasiva post agrícola en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México

Figura 1. Localización del municipio de General Terán.	45
---	----

Figura 2. Abundancia de los individuos de acuerdo a clases diamétricas en el área de estudio.	51
--	----

Figura 3. Abundancia de <i>Prosopis laevigata</i> de acuerdo a las clases diamétricas.	52
---	----

Figura 4. Abundancia de acuerdo a las clases de altura.	52
--	----

Capítulo IV

Análisis estructural de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México

Figura 1. Ubicación del área de estudio. Se señala de izquierda a derecha: México, Nuevo León, municipio de Pesquería y con una estrella el área de estudio.	65
---	----

Figura 2.- Categorías de alturas para matorral de porte alto y matorral de porte bajo.	72
---	----

Figura 3. Diferencias entre el matorral de porte alto(monte alto) y porte bajo(monte bajo) evaluados. (a) Densidad, (b) área de copa, (c) índice de Margalef, (d) índice de Shannon. Valores promedios \pm desviación estándar. Letras diferentes indican diferencia significativa ($p=0.05$).	73
---	----

Capítulo V

Análisis de las partículas en suspensión depositadas sobre el follaje de la vegetación arbórea aledaña a un área de desmonte por trabajos de construcción en el noreste de México

Figura 1. En la imagen izquierda se aprecia México, en la imagen superior derecha el estado de Nuevo León y en la imagen inferior derecha el municipio de Pesquería.	86
---	----

Figura 2. Diagrama de puntos de muestreo.....	88
---	----

Figura 3. Concentración de material particulado sedimentable según los meses de muestreo.	89
--	----

Figura 4. Concentración de Material Particulado Sedimentable (MPS) por rumbo y distancia para el muestreo de septiembre 2015.	90
--	----

Capítulo VI

Criterios a considerar para desarrollar proyectos de restauración ecológica

Figura 1.- Modelo de la sucesión natural y asistida en el proceso de desarrollo de un ecosistema.	102
--	-----

Figura 2.- Marco conceptual general en proyectos de restauración ecológica imagen tomada de Garibello (2003).	104
--	-----

Resumen

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) cubre una superficie de 200,000 km² del noreste de México y sur de Texas. Muchas especies son importantes para la producción forestal y agropecuaria (madera, postes, leña, forraje, etcétera). Además son una fuente de forraje elemental para la ganadería extensiva. El Área de Conservación Ecológica del Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería (norte de México), fue establecida en el año 2010, como técnica de rehabilitación se identificó la necesidad de revegetar. En invierno del año 2014 se procedió a rescatar especies arbóreas y arbustivas de un área donde existía autorización de cambio de uso del suelo por parte de la SEMARNAT para ser reforestadas en el área degradada. Se realizó un censo de todos los individuos trasplantados en una superficie de 2 ha. Se encontró que existe un alto porcentaje de sobrevivencia de la reforestación. En otra zona del matorral espinoso tamaulipeco se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas regeneradas después de actividades pecuarias en donde se concluye que la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco tiene capacidad de regeneración a mediano plazo después de la actividad pecuaria, presentando una riqueza de especies y diversidad muy similar a una comunidad madura. Además se caracterizó la regeneración natural de la vegetación leñosa del matorral espinoso tamaulipeco (MET) 15 años después de abandono con historial de actividad agrícola en donde se observó que se encuentra conformada por tres especies, siendo *Prosopis laevigata* la que presenta mayor cobertura con un 89.12 %, seguida de *Acacia farnesiana* con el 9.66 % y *Celtis pallida* con el 1.22%, en donde existe una alta presencia de individuos en las clases diamétricas menores, lo cual muestra un estado de regeneración activo. A su vez se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco (loma y valle) para conocer sus principales diferencias o similitudes y en base a los resultados obtenidos se concluye que los dos tipos de matorrales presentes en la zona de estudio registran diferencias significativas entre sí, registrando una similitud baja (19 %)

compartiendo unicamente 4 especies entre si. Por otra parte, en una zona aledaña, durante trabajos de remoción de vegetación por la construcción de una central electrica en la siderurgica Ternium, se analizó el total de partículas en suspensión depositado sobre el follaje de la vegetación arbórea aledaña durante todo el proceso de construcción con el objetivo de conocer el efecto del tiempo transcurrido de la remoción de vegetación en la concentración de material particulado sobre la vegetación aledaña y evaluar el efecto entre la distancia de la zona de emisión de material particulado con el rumbo del viento en la concentración de material particulado. En este estudio se observó una clara tendencia en disminución de la cantidad de material particulado sedimentable depositado en la vegetación desde el inicio hasta el término de los trabajos de remoción.

Abstract

The Tamaulipan thornscrub (MET) covers an area of 200,000 km² in northeastern Mexico and South Texas. Many species are important for forest and agricultural production (wood, firewood, fodder, among others). They are also a source of elemental fodder for extensive livestock farming. The Ecological Conservation Area of the Ternium Steel Complex, Pesquería (northern Mexico), was established in 2010, as a rehabilitation technique the need for revegetation was identified. In the winter of 2014, tree and shrub species were rescued from an area where there was authorization to change land use by SEMARNAT to be reforested in the degraded area. A census of all individuals transplanted on a surface of 2 ha was conducted. It was found that there is a high percentage of reforestation survival. In another area of the Tamaulipan thornscrub, the composition, structure and plant diversity of two regenerated areas after livestock activities were evaluated, in which it is concluded that the plant community of the Tamaulipan thorny scrub has a medium term regeneration capacity after livestock activity, presenting a wealth of species and diversity

very similar to a mature community. It was also characterized the natural regeneration of the woody vegetation of Tamaulipan thornscrub (MET) 15 years after abandonment with a history of agricultural activity where it was observed that it is conformed by three species. *Prosopis laevigata* was recorded as having the highest coverage with 89.12%, followed by *Acacia farnesiana* with 9.66% and *Celtis pallida* with 1.22%, where there is a high presence of individuals in the lower diametric classes, which shows a active regeneration status. At the same time, the composition, structure and plant diversity of two areas of the Tamaulipan thornscrub (hill and plain) were evaluated in order to know their main differences or similarities and based on the results obtained, it is concluded that the two types of scrubland present in the area of the study recorded significant differences between them, registering a low similarity (19%) sharing only 4 species among themselves. On the other hand, in a neighboring area, during works of removal of vegetation by the construction of an electric power plant in the Ternium steel complex, the total amount of fugitive dust deposited on the foliage were analyzed during the whole construction process with the objective of knowing the effect of the time of the removal of vegetation in the concentration of fugitive dust on the vegetation and to evaluate the effect between the distance of the dust emission zone with the wind direction in the dust concentration on the foliage. In this study, a clear trend was observed in decreasing the amount of fugitive dust deposited in the vegetation from the beginning to the end of the removal work.

INTRODUCCIÓN

El matorral es el ecosistema más extenso e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México (García y Jurado, 2008). A lo largo de la historia se ha visto afectado por actividades antropogénicas como la extracción de especies vegetales para diferentes usos (Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008). De la misma manera, ha sufrido una continua deforestación por el cambio de uso para establecer zonas urbanas, industriales, agrícolas y pecuarias (Arriaga, 2009; Alanís *et al.*, 2013).

Entre los años 1993 al 2002 el matorral sufrió una pérdida de 953,000 ha por cambio de uso de suelo, siendo el segundo ecosistema más afectado en México después de las selvas (SEMARNAT, 2006).

Muchas especies que se encuentran en el MET son importantes para la producción forestal y silvopastoril (madera, postes, leña, forraje, etcétera). Además son una fuente de forraje elemental para la ganadería extensiva (Von Maydel, 1996; Molina-Guerra *et al.*, 2013).

Según Bajaña *et al.* (2013) bajo ciertas circunstancias la sola suspensión de actividades humanas que son dañinas para un ecosistema puede generar las condiciones básicas para la restauración en forma autónoma, particularmente si la extensión del daño es pequeña, si no existe secuela alguna de contaminación presente y si existen áreas aledañas que cuenten con germoplasma nativo local, lo cual sentará las bases para el inicio de una restauración pasiva.

Las áreas destinadas a actividades productivas son utilizadas durante un cierto tiempo y abandonadas cuando bajan su productividad. Estas áreas, pueden regenerarse naturalmente (restauración pasiva), aunque se desconoce cómo serán las comunidades vegetales resultantes (Pequeño *et al.*, 2012).

A continuación se describen brevemente los diferentes capítulos que constituyen la tesis:

Capítulo I: **Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, Pesquería, México.** En esta investigación se caracterizó la composición, diversidad y sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas reforestadas en el área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería (noreste de México). En el estudio se calcularon índices de diversidad, los indicadores ecológicos de abundancia (Ar), dominancia (Dr), frecuencia (Fr), e índice de valor de importancia (IVI) y se estimó el porcentaje de sobrevivencia.

Capítulo II: **Composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas post-pecuarias del matorral espinoso tamaulipeco, México.** En este capítulo se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas regeneradas después de actividades pecuarias en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Se estimó el índice de valor de importancia, diversidad y la similitud con referencia a las especies presentes en ambas áreas.

Capítulo III: **Caracterización horizontal y vertical de la restauración pasiva post agrícola en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México.** En esta investigación se desarrolló una caracterización de la restauración pasiva post agrícola. Se realizó un censo de las especies leñosas presentes en la zona para lo cual se utilizaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia, índice de valor de importancia, índice de Margalef, índice de Shannon & Wiener así como el índice de Pretzsch.

Capítulo IV: **Análisis estructural de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México.** Se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco (loma y

valle) para conocer sus principales diferencias o similitudes. Se estimó el índice de valor de importancia y la diversidad (alfa y beta) así como el índice de similitud de Sorensen Cuantitativo.

Capítulo V: **Análisis de las partículas en suspensión depositadas sobre el follaje de la vegetación arbórea aledaña a un área de desmonte por trabajos de construcción en el noreste de México.** Este capítulo muestra un análisis de las partículas de polvo en suspensión depositadas sobre el follaje de tres especies arbóreas representativas de la vegetación presente en la zona. Se realizaron 3 muestreos durante el desarrollo de la obra de construcción de una central eléctrica en las inmediaciones de la empresa Ternium donde se evaluó la vegetación a lo largo de transectos a distintas distancias y con distintas direcciones.

Capítulo VI: **Criterios a considerar para desarrollar proyectos de restauración ecológica.** En este capítulo se realizó una revisión de las alternativas y los criterios tomados para desarrollar proyectos de restauración. Se encontró una perspectiva global de restauración ecológica con las técnicas o herramientas más comúnmente utilizadas y los criterios que tomadores de decisiones han considerado importantes para llevar a cabo proyectos de priorización en base a recomendaciones de organizaciones internacionales.

OBJETIVO

General: El objetivo de la presente investigación es conocer la estructura y composición resultante de comunidades vegetales con diversos historiales de uso posteriores a un abandono, así como analizar el resultado de practicas de restauración ecológica desarrolladas en el matorral espinoso tamaulipeco.

Particulares:

- Caracterizar la composición, diversidad y sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas reforestadas en el área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería.
- Evaluar dos comunidades vegetales regeneradas después de diferentes intensidades de uso pecuario (ganadería intensiva y ganadería extensiva), en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México.
- Caracterizar la regeneración natural de la vegetación leñosa 15 años después de abandono del matorral espinoso tamaulipeco (MET) con historial de actividad agrícola.
- Conocer las diferencias y similitudes de la estructura de dos comunidades vegetales en diferentes áreas (loma y valle) del matorral espinoso tamaulipeco en la reserva ecológica de flora y fauna de la empresa Ternium.
- Evaluar el efecto del tiempo transcurrido de la remoción de vegetación en la concentración de material particulado sobre la vegetación aledaña así como evaluar el efecto entre la distancia de la zona de emisión de material particulado y el rumbo del viento en la concentración de material particulado de la vegetación.

- Conocer los diversos criterios que son considerados por los gestores de los recursos naturales para la elaboración de una propuesta de priorización en áreas para la restauración así como las posibles debilidades dentro de la planeación de este tipo de propuestas.

CAPÍTULO I

COMPOSICIÓN, DIVERSIDAD Y SOBREVIVENCIA DE UN ÁREA RESTAURADA EN EL COMPLEJO SIDERÚRGICO DE TERNIUM, PESQUERÍA, MÉXICO



Fotografía del proceso de plantación de la reserva ecológica Ternium, planta Pesquería.

Sometido: Octubre 2014 / Publicado: Junio 2016 por: Editorial UNAM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

CAPÍTULO I

COMPOSICIÓN, DIVERSIDAD Y SOBREVIVENCIA DE UN ÁREA RESTAURADA EN EL COMPLEJO SIDERÚRGICO DE TERNIUM, PESQUERÍA, MÉXICO

Resumen

El objetivo de la presente investigación fue caracterizar la composición, diversidad y sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas reforestadas en el área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería (noreste de México). En septiembre del año 2014, se realizó un censo de todos los individuos trasplantados en una superficie de 2 ha. A cada individuo se le hicieron mediciones dendrométricas de altura total y diámetro de copa. Con la información recabada se calcularon índices de diversidad, se generaron gráficos de clases diamétricas, altura y dominancia-diversidad y se estimó el porcentaje de sobrevivencia. Se registraron 20 especies pertenecientes a 14 familias y 18 géneros. La familia con mayor presencia fue Fabaceae con 7 especies, el resto de las familias presentó una especie. En total se registró una densidad de 2506 N/ha, con un área de copa de 526 m²/ha. Mediante la presente investigación se concluye que la comunidad vegetal de especies arbóreas y arbustivas establecida presenta 1) una estructura similar a una madura, donde dominan escasas especies y existe una alta densidad de especies poco dominantes, 2) las especies con mayor valor de importancia son las que dominan en las comunidades vegetales maduras y poco perturbadas, 3) la abundancia, riqueza de especies y diversidad es mayor a la de una comunidad vegetal madura y 4) existe un alto porcentaje de sobrevivencia de la reforestación.

Palabras clave: especies arbóreas y arbustivas, índices de diversidad.

Abstract

The aim of this study was to characterize the composition, diversity and survival of tree and shrub species in the restored area in Ternium steel complex, Pesqueria (northeastern Mexico). In September 2014, a census of all individuals transplanted into an area of 2 ha was conducted. Each individual were performed measurements of height and canopy diameter. With the information gathered diversity indices were calculated, Graphics of diameter class, height and dominance diversity were generated and the percentage of survival was estimated. We recorded 20 species belonging to 14 families and 18 genera. The family with greater presence was Fabaceae with 7 species, other families showed a single one specie. In total density of 2506 N/ha was recorded, with an canopy area of 526 m²/ha. Through this research we conclude that the plant community of established trees and shrubs presents 1) Similar structure to a mature, dominated by limited species and there is a high density of lesser dominant species. 2) The species with high importance value are dominant in mature and undisturbed plant communities. 3) Abundance, species richness and diversity is greater than that of a mature plant community. 4) A high percentage of survival of reforestation is registered at the study area.

Key words: tree and shrub species, diversity indices .

Introducción

Muchas Áreas Naturales Protegidas, Parques Ecológicos y Reservas Ecológicas presentan superficies que fueron altamente degradadas antes de establecerse como Áreas Protegidas (Chu *et al.*, 2013). Cuando la superficie afectada es pequeña, existen comunidades vegetales maduras aledañas y se suprimió la perturbación es posible que el área pueda regenerar por sí misma en un tiempo relativamente corto (Keith, 2004). Sin embargo, cuando el área es

extensa, existe la posibilidad de erosión del suelo, invasión de especies exóticas e incendios (Chu *et al.*, 2013; Lookingbill *et al.*, 2014).

Para recuperar las áreas afectadas en menor tiempo se puede recurrir a la restauración ecológica, la cual se define como el conjunto de acciones con una visión a largo plazo, mediante el cual se asiste, facilita o simula la sucesión natural (Keith, 2004; Ruiz y Mitchell, 2005; Young, 2013) obteniendo más rápidamente la estructura y función del ecosistema (Barrera y Ríos, 2002), y la biomasa, complejidad y determinación de las interacciones entre los organismos (Chauhan, 2005).

El Área de Conservación Ecológica del Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería (norte de México), fue establecida en el año 2010 y como muchas reservas ecológicas presentaba superficies altamente degradadas. El área degradada tenía como historial de uso productivo la ganadería. Esta área fue desmontada con maquinaria agrícola y después se estableció el pasto exótico *Pennisetum ciliare*, para alimentar al ganado vacuno.

En el año 2010 se estableció un plan de acción, definido por un grupo multidisciplinario de expertos, donde se definieron las siguientes cuatro fases: delimitación de área afectada, clasificación de afectación, técnicas de rehabilitación y monitoreo (Alanís *et al.*, 2008).

Como técnica de rehabilitación se identificó la necesidad de revegetar, pero los viveros de la localidad producen una limitada oferta de especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco. Para incorporar una riqueza de especies similares a una comunidad madura, en invierno del año 2014 se procedió a rescatar especies arbóreas y arbustivas de un área donde existía autorización de cambio de uso del suelo por parte de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) para ser reforestadas en el área degradada.

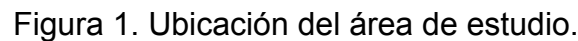
Parte fundamental del plan de acción es el monitoreo del ecosistema, el cual es un registro ordenado de datos, que fungen como una herramienta para la evaluación periódica y continua, reflejando el desempeño de los diferentes componentes del proyecto a lo largo del tiempo y permite juzgar la pertinencia de los sistemas aplicados y propone esquemas alternativos para lograr los objetivos planteados hacia la condición de ecosistemas de referencia establecidos (Keith, 2004; Herrick *et al.*, 2006). Sin embargo a la fecha existen escasos estudios relacionados con el monitoreo del ecosistema (Alanís *et al.*, 2015).

Objetivo

caracterizar la composición, diversidad y sobrevivencia de las especies arbóreas y arbustivas reforestadas en el área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería.

Materiales y métodos

La presente investigación se desarrolló en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Noreste de México, Figura 1). Las coordenadas de ubicación son 25°45'17.78'' de latitud norte y 99° 58'01.40'' de longitud oeste. Según la clasificación de Köppen modificado por Enriqueta (García, 1964) el clima predominante es muy seco semicálido (BWhw), con una temperatura media anual entre los 20 y 21°C. Los tipos de suelos presentes en su mayoría son xerosol, castañozem, feozem, regosol y en su minoría, fluvisol, vertisol y rendzina. La precipitación media anual es de 550 mm. El área presenta una altitud de 330 m.s.n.m. La comunidad vegetal representativa de acuerdo a CONABIO (2003) está conformada principalmente por matorral espinoso tamaulipeco con vegetación secundaria arbustiva.



En marzo del año 2014 se realizó la reforestación de especies nativas en el área. Al no existir viveros que produzcan la alta diversidad de especies nativas del matorral espinoso tamaulipeco, se procedió a rescatar especies de un área donde existía autorización de cambio de uso del suelo por parte de la SEMARNAT.

11

tutores y se aplicó el primer riego. El sitio fue cuidado con mantenimiento y limpieza de maleza periódicamente.

En septiembre del año 2014 se realizó un censo de todos los individuos trasplantados en una superficie de 2 ha. A cada individuo se le hicieron mediciones dasométricas de altura total (h) mediante una vara de medición, diámetro basal ($d_{0.10}$ m) mediante un vernier digital y diámetro de copa mediante un flexómetro. Los ejemplares fueron identificados por personal calificado de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL.

Análisis de la información

Para describir la estructura de la comunidad se generaron gráficas de dominancia-diversidad (Brower *et al.*, 1998), la cuales describen la relación de la abundancia y dominancia de las especies en función de un arreglo secuencial de especies, de la más a la menos importante (Martella *et al.*, 2012). Para determinar la composición de las especies se determinó la abundancia y dominancia. Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$A_i = N_i / S$$

$$AR_i = \left(A_i / \sum A_i \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

donde A_i es la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo (ha). La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$D_i = Ab_i / S(ha)$$

$$DR_i = \left(D_i / \sum D_i \right) * 100$$

$$i = 1....n$$

donde D_i es la dominancia absoluta, donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab el área de copa de la especie i y S la superficie muestreada (ha).

Para determinar la importancia (I) de cada especie en el área evaluada se utilizó la abundancia y dominancia relativa de cada especie mediante la ecuación (Gadow *et al.*, 2007):

$$I = \frac{AR_i + DR_i}{2}$$

Para estimar la diversidad alfa se utilizaron los índices de Margalef (D_{Mg}) y de Shannon & Weiner (H') mediante las ecuaciones (Magurran, 2004):

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i/N$$

donde s es el número de especies presentes, \ln es el logaritmo natural, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

Para estimar la proporción de plantas vivas en relación con las plantas plantadas, se estimó a los seis meses de plantación el porcentaje de sobrevivencia mediante la ecuación (CONAFOR, 2010).

$$p = \left(\frac{\sum_{i=1}^n ai}{\sum_{i=1}^n mi} \right) * 100$$

Donde $\sum_{i=1}^n = 1$ es la sumatoria de los datos de acuerdo a la variable a o m , p = proporción estimada de árboles vivos, ai es el número de plantas vivas en el

sitio de muestro *i*, *mi* es el número de plantas vivas y muertas en el sitio de muestro *i*.

Resultados y discusión

Se registraron 20 especies pertenecientes a 14 familias y 18 géneros. La familia con mayor presencia fue Fabaceae con 7 especies, el resto de las familias presentó una especie. El género con más especies fue *Acacia* con tres especies. De acuerdo a su forma de vida, 8 especies son arbóreas y 12 arbustivas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común, familia y forma de vida de las especies registradas en la reforestación.

Nombre Científico	Nombre Común	Familia	Forma de Vida
<i>Acacia amentacea</i> DC.	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia wrightii</i> Benth	Uña de Gato	Mimosaceae	Arbórea
<i>Castela texana</i> (T. & G.) Rose	Chaparro Amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hoockeri</i> M. C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbustiva
<i>Croton incanus</i> Kunth.	Salvia	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Arbórea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara Dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berl.) I. M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo Verde	Fabaceae	Arbórea
<i>Physalis ixocarpa</i> Brot.	Tomatillo	Solanaceae	Arbustiva
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Arbórea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Asparagaceae	Arbórea
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva

Las especies con los valores más altos en abundancia, dominancia e importancia fueron *Zanthoxylum fagara*, *Prosopis glandulosa*, *Havardia pallens*, *Acacia farnesiana* y *Eysenhardtia polystachya*, sumando el 82.77% de importancia de la comunidad (Cuadro 2). Las restantes 15 especies suman el 17.23% de importancia. Este comportamiento es común en las comunidades vegetales maduras del matorral espinoso tamaulipeco, donde pocas especies son altamente importantes y un elevado número de especies presentan poca importancia (Mora *et al.*, 2013).

De las cinco especies importantes en el estudio, Mora *et al.* (2013) reporta a *Havardia pallens* como una especie altamente importante en comunidades vegetales maduras. Jiménez *et al.* (2013) reportan a *Zanthoxylum fagara* y *Eysenhardtia polystachya* como especies importantes en comunidades vegetales con bajo grado de disturbio. *Acacia farnesiana* es una especie característica de áreas regeneradas con historial de uso pecuario (Pequeño *et al.*, 2012).

En total se registró una densidad de 2506 N/ha, con un área de copa de 526 m²/ha. La densidad de la plantación es mayor a la densidad que reporta Mora *et al.* (2013) de 1763 N/ha en una comunidad madura y mayor a lo que reporta Jiménez *et al.* (2013) de 1750 N/ha en una comunidad con 21 años de regeneración post-pecuaria.

Cuadro 2. Abundancia (absoluta y relativa), dominancia (absoluta y relativa) e importancia de las especies registradas en la reforestación (ordenadas de acuerdo a su valor de importancia).

Especie	Abundancia		Área de copa		Importancia
	N/ha	%	m ² /ha	%	
<i>Zanthoxylum fagara</i>	728	29.06	160.58	30.55	29.80
<i>Prosopis glandulosa</i>	644	25.68	153.15	29.13	27.41
<i>Havardia pallens</i>	322	12.85	64.15	12.20	12.53
<i>Acacia farnesiana</i>	173	6.88	32.46	6.17	6.53
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	189	7.52	28.80	5.48	6.50

<i>Croton incanus</i>	139	5.55	25.31	4.81	5.18
<i>Cordia boissieri</i>	125	4.97	23.12	4.40	4.68
<i>Acacia amentacea</i>	85	3.37	15.18	2.89	3.13
<i>Parkinsonia texana</i>	55	2.20	13.18	2.51	2.35
<i>Acacia wrightii</i>	14	0.56	4.21	0.80	0.68
<i>Castela texana</i>	14	0.56	1.64	0.31	0.44
<i>Physalis ixocarpa</i>	7	0.28	1.25	0.24	0.26
<i>Yucca filifera</i>	2	0.08	0.95	0.18	0.13
<i>Celtis pallida</i>	2	0.08	0.47	0.09	0.08
<i>Leucophyllum frutescens</i>	2	0.08	0.29	0.06	0.07
<i>Condalia hoockeri</i>	2	0.08	0.27	0.05	0.07
<i>Guaiacum angustifolium</i>	2	0.08	0.18	0.03	0.06
<i>Ebenopsis ebano</i>	1	0.04	0.32	0.06	0.05
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	1	0.04	0.19	0.04	0.04
<i>Forestiera angustifolia</i>	1	0.04	0.01	0.00	0.02
Suma	2506	100	526	100	100

Se analizó la abundancia de individuos por hectárea de acuerdo a las clases diamétricas mediante un gráfico de barras. La mayor abundancia está presente en la clase 0.7-0.8 cm con 441 N/ha y de ahí se observa una tendencia negativa en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro de los mismos, hasta llegar a individuos de más de 1.6 cm (Figura 2). Las clases dimétricas menores a 0.5 cm presentan una densidad baja.

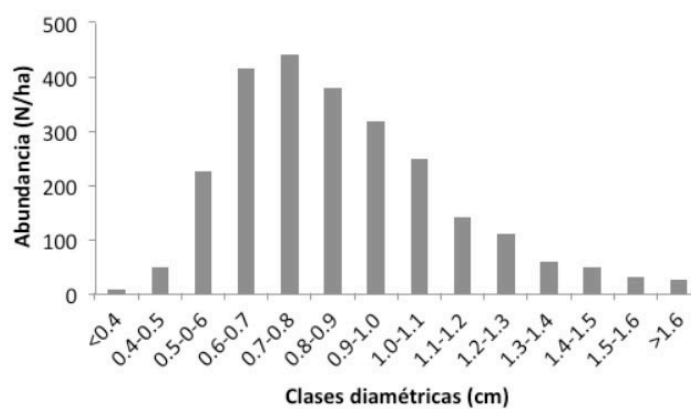


Figura 2. Abundancia absoluta (N/ha) de individuos de acuerdo a clases diamétricas (cm).

La altura total de los individuos reforestados osciló entre 0.48 y 2.2 m. La mayor abundancia de individuos está representada en la clase de altura 1.0-1.2 m con 716 N/ha y de ahí se observa una tendencia negativa en la densidad de individuos conforme aumenta la altura (Figura 3). El 90% de los individuos presentaron alturas mayores a 0.8 m.

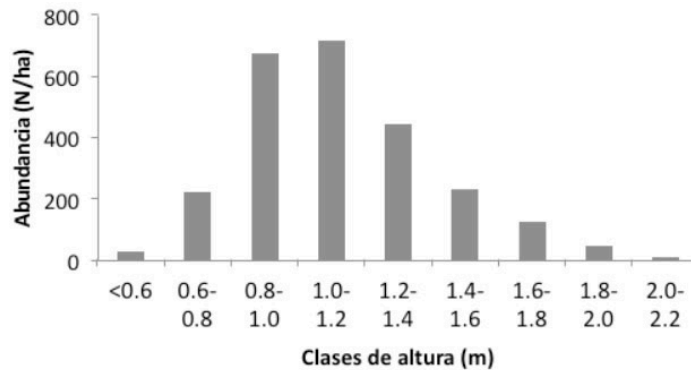


Figura 3. Abundancia absoluta (N/ha) de individuos de acuerdo a clases de altura (m). Elaboración propia.

La curva de abundancia-diversidad describe de forma gráfica la relación entre la abundancia y las especies ordenadas en categorías de la más a la menos abundante (Villareal *et al.*, 2006). La línea de tendencia de la distribución de diversidad–dominancia del estudio corresponde a una exponencial, donde se aprecia que hay un pequeño número de especies abundantes y una gran proporción de especies poco abundantes, lo que determina que las curvas sean como una jota invertida (Figura 4). Este tipo de distribución es típica de en comunidades maduras del matorral espinoso tamaulipeco (Mora *et al.*, 2013) y en otras comunidades vegetales (García, 1995; Zacarías *et al.*, 2011; Martella *et al.*, 2012).

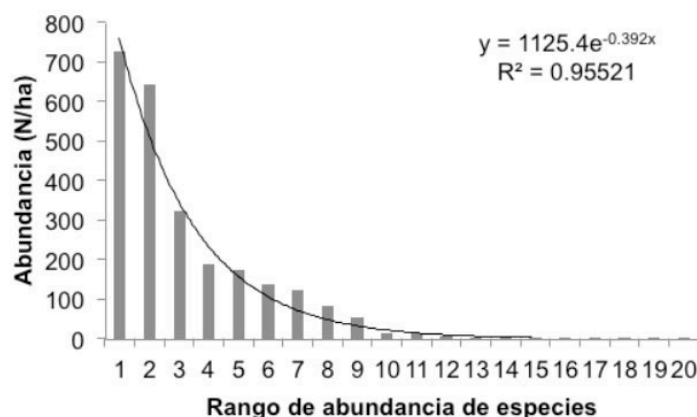


Figura 4. Curva de dominancia-diversidad basada en la abundancia (N/ha) y rango de especies. Elaboración propia.

Diversidad

La comunidad vegetal evaluada presenta una riqueza específica de 20 especies; con un valor de índice de Margalef (D_{Mg}) de 2.42 y un índice de Shannon de 3.33. Estos valores de riqueza y diversidad de la plantación son mayores a los reportados por Mora *et al.* (2013), quienes evaluaron una comunidad vegetal madura del matorral espinoso tamaulipeco, registrando una riqueza específica de 21 especies; un índice de Margalef de 2.26 y un índice de Shannon 1.94. Los resultados también son mayores con los reportados por Molina *et al.* (2013), Jiménez *et al.* (2013) y Molina *et al.* (2014) quienes evaluaron comunidades vegetales con historial de uso productivo.

Sobrevivencia

Durante el período de monitoreo de seis meses, se registró una sobrevivencia de 4,259 individuos de los 5,000 reforestados en las dos hectáreas, lo que corresponde a una sobrevivencia del 85.18%. Las especies que presentaron mayor porcentaje de sobrevivencia fueron *Ebenopsis ebano*, *Yucca filifera* y *Leucophyllum frutescens*, todas con el 100% de sobrevivencia; así como *Prosopis glandulosa* con 99.61% y *Acacia farnesiana* con 97.97%. Para ser un área semiárida, donde las condiciones climáticas son adversas, presentándose

altas temperaturas y escasa precipitación, el porcentaje de sobrevivencia es adecuado. En la siguiente tabla se presentan los resultados de sobrevivencia para cada una de las especies.

Cuadro 3. Individuos plantados, individuos vivos y porcentaje de sobrevivencia de los individuos reforestados en las dos hectáreas (ordenadas de acuerdo a su abundancia).

Especie	Individuos plantados	Individuos vivos	% de sobrevivencia
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1456	1171	80.43
<i>Prosopis glandulosa</i>	1287	1282	99.61
<i>Havardia pallens</i>	644	566	87.89
<i>Eysendhartia polystachya</i>	377	308	81.70
<i>Acacia farnesiana</i>	345	338	97.97
<i>Acacia amentacea</i>	169	120	71.01
<i>Croton incanus</i>	278	255	91.73
<i>Cordia boissieri</i>	249	112	44.98
<i>Parkinsonia texana</i>	110	55	50.00
<i>Castela texana</i>	28	13	46.43
<i>Acacia wrightii</i>	22	15	68.18
<i>Physalis ixocarpa</i>	13	10	76.92
<i>Guaiaacum angustifolium</i>	4	2	50.00
<i>Leucophyllum frutescens</i>	4	4	100.00
<i>Celtis pallida</i>	4	2	50.00
<i>Yucca filifera</i>	3	3	100.00
<i>Condalia hookeri</i>	3	1	33.33
<i>Forestiera angustifolia</i>	2	1	50.00
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	1	0	0.00
<i>Ebenopsis ebano</i>	1	1	100.00
Suma	5000	4259	85.18

Anexo “Esquema de proceso trasplante-plantación”



a) Selección y georreferencia de ejemplares, **b)** Colocación de etiqueta, **c)** Aplicación de papel plástico para cubrir el cepellón, **d)** Acopio en zona de trasplante, **e)** Trasplante, **f)** Elaboración de cajete, **g)** Aplicación de primer riego, **h)** Colocación de tutores e **i)** Limpieza y mantenimiento del sitio.

Bibliografía

Alanís E, Jiménez J, Canizales PA, González H, Mora-Olivo, A. 2015. Estado actual del conocimiento de la estructura arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 2(7):69-80.

Alanís E, Jiménez J, Espinoza D, González M, Jurado E, Aguirre O. 2008. Monitoreo del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.

Barrera J, Ríos H. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración. *Perez-Arbelaezia* 13:33-46.

Brower JE, Zar JH, y Von Ende CN. 1998. *General Ecology*. McGraw-Hill. Estados Unidos, pp. 273.

Chauhan M. 2005. Book Review. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. *Restoration Ecology* 13(3):578-579.

Chu C, Lamb D, y Hockings M. 2013. Simple Plantations Have the Potential to Enhance Biodiversity in Degraded Areas of Tam Dao National Park, Vietnam. *Natural Areas Journal* 33(2), 139-147.

Comisión Nacional Forestal. 2010. *Prácticas de reforestación. Manual Básico*. Primera Edición. Zapopan, Jalisco, México.

CONABIO, 2003.

<<http://www.conabio.gob.mx/mapaservidor/incendios/modis/tablas2003/febrero/diurnas/aqua/paso1/a1.030221.1956.html> > (consultado 7 Octubre 2014)

Gadow K, Sánchez S, Álvarez JG 2007. Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Alemania, pp. 277.

García E. 1964. Clasificación Climática Köppen, Modificada por Enriqueta, García. UNAM, México.

García R. 1995. Diversidad florística de los petenes de Campeche. *Acta Botánica Mexicana* 31: 73-84.

Herrick JE, Schuman GE, y Rango, A. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14(3), 161-171.

Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA, Treviño EJ. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 58(3):299–304.

Keith B. 2004. Global restoration network. *Ecological Restoration*. 22(4):252 pp.
Lookingbill TR, Minor ES, Bukach N, Ferrari JR, Wainger LA. 2014. Incorporating risk of reinvasion to prioritize sites for invasive species management. *Natural Areas Journal* 34(3), 268-281.

Magurran, AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Cambridge, Massachusetts, pp. 256.

Martella M, Trumper E, Bellis L, Renison D, Giordano P, Bazzano G, Gleiser M. 2012. Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología) *Serie Ecología* 5(1):71-115.

Molina VM, Rechy L, Alcalá A, Marín D, Alanís E. 2014. Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinerme del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 1, 111-119.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M., Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(2):361-371.

Mora CA., Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar LG. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12(1):29-34.

Pequeño-Ledezma MA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI., Cuellar-Rodríguez LG., Mora-Olivo A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 24(2):48-53.

Ruiz M, Mitchell T. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.

Villareal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M y Umaña AM. 2006. Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191 (en) *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. Colombia, pp. 236.

Young TP. 2013. *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition. *Restoration Ecology* 21:526.

Zacarías-Eslava LE, Cornejo-Tenorio G, Cortés-Flores J, González-Castañeda N, y Ibarra-Manríquez G. 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 82(3): 854-869.

CAPÍTULO II

**COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD VEGETAL DE
DOS ÁREAS POST-PECUARIAS DEL MATORRAL ESPINOSO
TAMAULIPECO, MÉXICO**



Fotografía de un área de MET representativo del municipio de Pesquería,
Nuevo León.

Sometido: Enero 2016 en: *Phyton, International Journal of Experimental Botany*.

CAPÍTULO II

COMPOSICIÓN, ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD VEGETAL DE DOS ÁREAS POST-PECUARIAS DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO, MÉXICO

Resumen

Se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas regeneradas después de actividades pecuarias en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. En cada área se establecieron 12 sitios de muestreo de 50m² c/u para evaluar la regeneración de la vegetación. Con la información se estimó el índice de valor de importancia y la diversidad (alfa y beta). Se registraron 42 especies, 40 géneros y 17 familias. La familia más representativa fue Fabaceae con 11 especies. El área con historial de ganadería intensiva presentó 36 especies, un índice de Margalef de 4.44 y de Shannon 1.24, mientras el área de ganadería extensiva 32 especies, un índice de Margalef de 4.24 y de Shannon 2.16. Las comunidades evaluadas presentan una similitud media (48%) y las distribuciones de la curva dominancia diversidad de las especies se comportaron como una log-normal típica. Mediante la presente investigación se concluye que la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco tiene capacidad de regeneración a mediano plazo después de la actividad pecuaria, presentando una riqueza de especies y diversidad muy similar a una comunidad madura.

Palabras clave: Fabaceae, ganadería, índice de Shannon.

Abstract

The composition, structure and biological diversity in two regenerated areas after livestock activities in the Tamaulipan thornscrub of Northeast Mexico were

evaluated. In each area were established 12 sampling sites 50m² to evaluate the regeneration. With this information we evaluate the importance value index and Diversity (alpha and beta). A total of 17 families, 40 genera and 42 species were registered. The family more representative was Fabaceae with 11 spp. The intensive livestock area present 36 species, Margalef index of 4.44 and 1.24 Shannon index, while extensive livestock area present 32 species, Margalef index of 4.24 and 2.16 Shannon index. The evaluated communities have an average (48%) similarity and distributions of the curve dominance - diversity of species behaved as a typical log-normal. Through this investigation it is concluded that the biological community of Tamaulipan thornscrub has capacity for regeneration after the livestock activity, presenting a species richness and diversity much like a mature community.

Key words: Fabaceae, livestock, Shannon index.

Introducción

La actividad pecuaria representa el 5% del Producto Interno Bruto en el mundo, cerca del 29% de la superficie terrestre está ocupada por pastizales permanentes o bien por cultivos forrajeros que son utilizados para criar ganado (Fresco, 2005). En México, la actividad ganadera ocupa el 56% del territorio nacional teniendo algunos estados del norte un área importante para este fin (SAGARPA, 2011). Particularmente en el estado de Nuevo León se cuenta con una superficie ganadera del 86% de la superficie estatal (5.5 millones de hectáreas), de las cuales el 90% son de agostadero y el 10% restante de praderas cultivadas con diferentes tipos de pastos (SAGARPA, 2011). La ganadería y otras actividades humanas han impactado fuertemente algunos ecosistemas naturales tanto en esta entidad como en otras regiones del país (Arriaga, 2009).

El matorral es el ecosistema más extenso e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México (García y Jurado, 2008). A lo largo de la historia se ha visto afectado por actividades antropogénicas como la extracción de especies vegetales para diferentes usos (Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008). De la misma manera, ha sufrido una continua deforestación por el cambio de uso para establecer zonas urbanas, industriales, agrícolas y pecuarias (Arriaga, 2009; Alanís *et al.*, 2013).

Entre los años 1960 y 1980 se desmontaron y sembraron 3.0 millones de hectáreas de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) en los estados de Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas, sin embargo, para el año 1998 sólo existían 1.0 millón de hectáreas (Gómez *et al.*, 2007). Esto indica que las áreas destinadas a la ganadería son utilizadas durante un cierto tiempo y abandonadas cuando bajan su productividad. Estas áreas, regeneran naturalmente, aunque existe escaso conocimiento sobre el estado de las comunidades vegetales resultantes (Pequeño *et al.*, 2012; Alanís *et al.*, 2013). Debido al intenso cambio de uso de suelo y las escasas investigaciones realizadas en estos ecosistemas, es importante desarrollar estudios de las comunidades resultantes de esta perturbación, ya que proveen bases documentales para establecer la dirección del desarrollo sucesional de las distintas comunidades vegetales (Mora *et al.*, 2013).

Objetivo

Evaluar dos comunidades vegetales regeneradas después de diferentes intensidades de uso pecuario (ganadería intensiva y ganadería extensiva), en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México; mediante 1) los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia (área de copa), frecuencia e Índice de Valor de Importancia, 2) la diversidad alfa (riqueza específica, índice de Margalef e índice de Shannon-Weiner), 3) la diversidad beta.

Materiales y métodos

Ubicación del área

La presente investigación se desarrolló en una comunidad vegetal de matorral espinoso tamaulipeco regenerado después de actividad pecuaria en el noreste de México, específicamente en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Figura 1). Las coordenadas de ubicación son $25^{\circ}43'30''$ y $99^{\circ}58'13''$, con una altura de 310 msnm. El clima es seco BSOhw según la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García (1988) para la República Mexicana. La temperatura media anual es de 20° a 22°C y los meses que presentan mayor calor son julio y agosto mientras que las temperaturas más bajas se registran en diciembre y enero con una media de 13°C a 14°C .

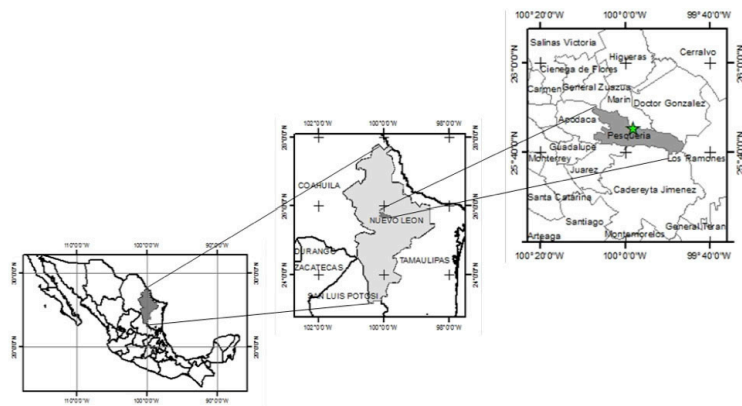


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Se señala de izquierda a derecha: México, Nuevo León, municipio de Pesquería y con una estrella el área de estudio.

Inventario florístico

Para cumplir con el objetivo planteado se seleccionaron dos comunidades vegetales con diferentes historial uso. El área con historial de ganadería extensiva fue influenciada por la extracción selectiva de sus componentes

leñosos y por la acción del ramoneo y pisoteo de ganado bovino durante décadas. En el año 1988 se abandonó la actividad productiva. En el área con historial de ganadería intensiva se eliminó la vegetación secundaria mediante maquinaria agrícola, se estableció un pasto exótico (*Cenchrus ciliaris*) en 1977, y se utilizó para pastoreo de ganado bovino durante 10 años (1978-1988). En ambas áreas se dejaron de practicar las actividades productivas en 1988 y regeneraron naturalmente. En octubre del año 2013, 25 años después del cese de la actividad pecuaria se evaluó la comunidad vegetal en dos áreas. En cada área se establecieron 12 sitios de muestreo (24 en total) para evaluar la regeneración de la vegetación. Los sitios de muestreo fueron rectangulares de 50 m² (5 x 10 m). La forma rectangular de los sitios se utilizó debido a su facilidad de delimitación y medición en vegetación densa, con respecto a la forma circular (Alanís *et al.*, 2008). La distribución de los sitios de muestreo fue aleatoria. En los sitios de muestreo se realizó un censo de todas las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas. Se evaluaron los individuos arbóreas y arbustivos con un diámetro basal $d_{0.10} > 1\text{cm}$, y todas las herbáceas.

Análisis de la información

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo al número de individuos, su dominancia en función a la cobertura de copa, y su frecuencia con base en su existencia en los sitios de muestreo. Los resultados se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala del 0 al 100 (Müller y Ellenberg 1974). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right) \times 100 \quad A_i = N_i / S$$

Donde A_i = abundancia absoluta, AR_i = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, N_i = número de individuos de la especie i , S = superficie de muestreo (ha). La dominancia relativa se evaluó mediante:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right) \times 100 \quad D_i = Ab_i / S(ha)$$

Donde D_i = dominancia absoluta, DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, Ab_i = área de copa de la especie i y S = superficie (ha). La frecuencia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1..n} F_i} \right) \times 100 \quad F_i = P_i / NS$$

Donde F_i = frecuencia absoluta, FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total, P_i = número de sitios en los que está presente la especie i , NS el número total de sitios de muestreo. El índice de valor de importancia (IVI) adquiere valores porcentuales de 0 a 100% y se define como (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Donde AR_i = abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total, DR_i = dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total, FR_i = frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total.

Para determinar la diversidad alfa se utilizaron dos índices, el de Margalef (DMg) (1958) que está basado en la cuantificación del número de especies presentes (riqueza específica) y el de Shannon (H') (1948) que está basado en

la estructura de la comunidad, es decir, la distribución proporcional del valor de cada especie. Para su cálculo se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

Dónde S = número de especies presentes, N = número total de individuos, n_i = número de individuos de la especie i .

Para determinar la variabilidad en la composición de las especies entre las unidades de muestreo se utilizó la diversidad beta. Para calcular la similitud de las comunidades vegetales se utilizó el coeficiente de similitud de Sørensen para datos cuantitativos (I_{Scuant}) mediante la siguiente fórmula (Magurran, 1988):

$$I_{Scuant} = \frac{2 pN}{aN + bN}$$

Donde aN = número total de individuos en el sitio A, bN = número total de individuos en el sitio B, pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios.

Resultados

Se registraron 42 especies, 40 géneros y 17 familias (Tabla 1). Las familias más representativas fueron Fabaceae con 11 especies (21.19%), Asteraceae con 6 especies. (14.28 %) y Euphorbiaceae, Poaceae y Rhamnaceae con 3 especies cada una (7.14 %). Las 5 familias presentan 24 géneros y 26 especies, lo que

constituye el 62% de la flora registrada en el área de estudio. Las especies con los valores más altos en abundancia, dominancia y frecuencia en el área de estudio fueron *Cenchrus ciliaris*, *Parkinsonia texana* y *Cordia boissieri*, siendo *Cenchrus ciliaris* la que tuvo mayor peso ecológico en la comunidad.

El área con historial de ganadería intensiva presenta una densidad de 43,967 N/ha, de los cuales *Cenchrus ciliaris* representa el 75%. La comunidad vegetal presenta una cobertura de copa de 14,218 m², lo que indica que hay una cobertura de copa superior al 100% y sobreposición de copas. Las especies con mayor cobertura de copa fueron *Cenchrus ciliaris* (46.89%), *Parkinsonia texana* (17.70%) y *Cordia boissieri* (14.06%), sumando el 79.19% de la cobertura. Las especies con mayor peso ecológico en esta comunidad fueron *Cenchrus ciliaris* (44.15%), *Parkinsonia texana* (8.18%), *Cordia boissieri* (7.71%), *Acacia rigidula* (5.22%), *Acacia schaffneri* (3.73%).

La comunidad vegetal con historial de ganadería extensiva presenta una densidad de 24,850 N/ha, de los cuales *Cenchrus ciliaris* representa el 44%. La comunidad vegetal presenta una cobertura de copa de 16,128 m². Las especies con mayor cobertura de copa fueron *Parkinsonia texana* (37.91%), *Cenchrus ciliaris* (13.63%) y *Cordia boissieri* (11.03%) sumando el 62.57% de la cobertura total. Las especies con mayor peso ecológico presentes en el área de estudio fueron *Cenchrus ciliaris* (22.11%), *Parkinsonia texana* (16.41%), *Cordia boissieri* (7.12%), *Eysendhartia* sp. (6.41%), *Zanthoxylum fagara* (5.9%).

Diversidad. De acuerdo a la diversidad alfa, la comunidad vegetal con historial de ganadería intensiva presentó una riqueza de especies de 36 y la de ganadería extensiva 32. De acuerdo al índice de Margalef (riqueza específica) presentaron valores de $D_{Mg} = 4.44$ y $D_{Mg} = 4.24$ respectivamente.

Referente al índice de Shannon, el área con historial de ganadería intensiva presentó un valor de $H' = 1.24$ y el área de ganadería extensiva $H' = 2.16$.

Cuadro 1. Abundancias, dominancias y frecuencias absolutas y relativas e índice de valor de importancia de las especies registradas en el área de ganadería intensiva y ganadería extensiva (ordenadas alfabéticamente).

Nombre científico	Ganadería intensiva							Ganadería extensiva						
	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI
	N/ha	relativa	m ² /ha	relativa	Absoluta	relativa		N/ha	relativa	m ² /ha	relativa	Absoluta	relativa	
<i>Acacia farnesiana</i>	17	0.04	8.8	0.06	8.33	0.81	0.3							
<i>Acacia rigidula</i>	917	2.08	544.81	3.83	100	9.76	5.22	683	2.75	588.22	3.65	58.33	4.96	3.79
<i>Acacia schaffneri</i>	150	0.34	1079.17	7.59	33.33	3.25	3.73							
<i>Acourtia</i> sp.	17	0.04	0.19	0	8.33	0.81	0.28	83	0.34	0.47	0	8.33	0.71	0.35
<i>Allionia incarnata</i>	300	0.68	15.93	0.11	8.33	0.81	0.54							
<i>Bouteloua</i> sp.	217	0.49	43.66	0.31	16.67	1.63	0.81	17	0.07	8.33	0.05	8.33	0.71	0.28
<i>Castela erecta</i>	83	0.19	33.88	0.24	8.33	0.81	0.41	183	0.74	431.34	2.67	58.33	4.96	2.79
<i>Celtis pallida</i>								33	0.13	216.54	1.34	16.67	1.42	0.97
<i>Cenchrus ciliaris</i>	33333	75.82	6666.67	46.89	100	9.76	44.15	10983	44.2	2198.56	13.63	100	8.51	22.11
<i>Condalia hookeri</i>								33	0.13	260.79	1.62	8.33	0.71	0.82
<i>Cordia boissieri</i>	417	0.95	1999.06	14.06	83.33	8.13	7.71	450	1.81	1779.52	11.03	100	8.51	7.12
<i>Croton</i> sp.	17	0.04	18.85	0.13	8.33	0.81	0.33	400	1.61	42.7	0.26	16.67	1.42	1.1
<i>Desmanthus velutinus</i>	17	0.04	1.34	0.01	8.33	0.81	0.29							
<i>Desmodium</i> sp.	50	0.11	10.14	0.07	25	2.44	0.87	100	0.4	10.24	0.06	41.67	3.55	1.34
<i>Ditaxis neomexicana</i>	633	1.44	22.28	0.16	25	2.44	1.35	450	1.81	8.81	0.05	41.67	3.55	1.8
<i>Eragrostis</i> sp.	217	0.49	6.81	0.05	8.33	0.81	0.45	700	2.82	708.33	4.39	33.33	2.84	3.35
<i>Euphorbia albomarginata</i>	483	1.1	29.95	0.21	16.67	1.63	0.98							
<i>Eysendhartia</i> sp.	167	0.38	33.51	0.24	66.67	6.5	2.37	1600	6.44	1031.81	6.4	75	6.38	6.41
<i>Guaiacum angustifolium</i>								33	0.13	13.39	0.08	16.67	1.42	0.55
<i>Gymnosperma glutinosum</i>	250	0.57	10.31	0.07	16.67	1.63	0.76	1767	7.11	185.94	1.15	58.33	4.96	4.41
<i>Havardia pallens</i>	150	0.34	186.21	1.31	41.67	4.07	1.91	1450	5.84	816	5.06	33.33	2.84	4.58
<i>Heliotropium angiospermum</i>	50	0.11	1.59	0.01	25	2.44	0.85	17	0.07	0.26	0	8.33	0.71	0.26
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	117	0.27	85	0.6	25	2.44	1.1	100	0.4	169.82	1.05	33.33	2.84	1.43
<i>Lantana macropoda</i>	433	0.99	51.89	0.36	33.33	3.25	1.53	1233	4.96	115.38	0.72	58.33	4.96	3.55
<i>Lycium berlandieri</i>	50	0.11	16.12	0.11	25	2.44	0.89	33	0.13	7.55	0.05	16.67	1.42	0.53
<i>Meximalva filipes</i>	1117	2.54	55.31	0.39	33.33	3.25	2.06	2183	8.79	154.49	0.96	66.67	5.67	5.14
<i>Mimosa malacophylla</i>	17	0.04	15.84	0.11	8.33	0.81	0.32	33	0.13	4.29	0.03	8.33	0.71	0.29
<i>Mirabilis</i> sp.	17	0.04	0.63	0	8.33	0.81	0.29							
<i>Parkinsonia aculeata</i>	17	0.04	3.27	0.02	8.33	0.81	0.29							

<i>Parkinsonia texana</i>	500	1.14	2516.89	17.70	58.33	5.69	8.18	700	2.82	6113.61	37.91	100	8.51	16.41
<i>Parthenium hysterophorus</i>	600	1.36	34.36	0.24	41.67	4.07	1.89	50	0.2	1.4	0.01	25	2.13	0.78
<i>Prosopis glandulosa</i>	50	0.11	373.62	2.63	25	2.44	1.73	33	0.13	488	3.03	16.67	1.42	1.53
<i>Randia obcordata</i>								50	0.2	7	0.04	8.33	0.71	0.32
<i>Ruellia nudiflora</i>	2250	5.12	130.27	0.92	8.33	0.81	2.28							
<i>Salvia ballotiflora</i>	17	0.04	2.09	0.01	8.33	0.81	0.29							
<i>Sideroxylon lanuginosum</i>								33	0.13	31.13	0.19	16.67	1.42	0.58
<i>Tamauilpa azurea</i>	67	0.15	17.34	0.12	8.33	0.81	0.36							
<i>Tiquilia</i> sp.	200	0.45	10.1	0.07	16.67	1.63	0.72	17	0.07	0.47	0	8.33	0.71	0.26
<i>Viguiera stenoloba</i>	83	0.19	66.47	0.47	8.33	0.81	0.49	117	0.47	19.04	0.12	16.67	1.42	0.67
<i>Wedelia acapulcensis</i>	67	0.15	24.74	0.17	25	2.44	0.92	17	0.07	1.79	0.01	8.33	0.71	0.26
<i>Zanthoxylum fagara</i>	883	2.01	100.89	0.71	75	7.32	3.35	1233	4.96	679.5	4.21	100	8.51	5.9
<i>Ziziphus obtusifolia</i>								33	0.13	33.33	0.21	8.33	0.71	0.35
Total	43967	100	14218	100		100	100	24850	100	16128	100		100	100

Discusión

Se registraron 42 especies, 40 géneros y 17 familias (Tabla 1). La familia más representativa fue Fabaceae con 11 especies (21.19%) esto concuerda con los valores registrados por González *et al.* (2010) y Molina *et al.* (2013), quienes reportaron en sus estudios a Fabaceae como la familia con más especies. Asi como con los valores obtenidos por Mora *et al.* (2012) quienes observaron el efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco registrando a Fabaceae como la familia con mayor riqueza específica. La alta presencia de esta familia en el área de estudio es un claro indicador de sobrepastoreo, esto según Palacios *et al.* (2006).

Los valores de riqueza de especies e índice de Margalef registrados en la comunidad vegetal con historial de ganadería intensiva son altos comparados con áreas regeneradas post-ganadería (Pequeño-Ledezma *et al.*, 2012), donde la comunidad presenta valores de $D_{Mg} = 1.40$. Jiménez *et al.* (2012) evaluaron la diversidad de la regeneración de especies leñosas del MET con historial agrícola en el NE de México y obtuvieron valores de $D_{Mg}=2.17$. Estos valores siguen siendo altos comparados con los registrados por Mora-Donjuán *et al.* (2014) quienes evaluaron la composición y diversidad vegetal de un área de

matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México y registraron valores de $D_{Mg}=2.29$.

Con respecto al índice de Shannon, en el área con historial de ganadería intensiva los valores obtenidos son bajos mientras que en ganadería extensiva los valores son similares comparados a los registrados por Molina-Guerra *et al.* (2012), quienes estudiaron la composición y diversidad vegetal de dos áreas con sistemas de pastoreo en el MET del NE de México y obtuvieron valores de Shannon de $H' \Rightarrow 2.22$ y 2.11 . Por su parte Jiménez *et al.* (2009, 2013) evaluaron áreas regeneradas con diferente historial de uso productivo registraron valores ligeramente menores de diversidad alfa $H' = 1.11$ evaluando la regeneración de especies leñosas en el MET con historial de ganadería Intensiva comparado con los resultados presentes en este estudio ($H' = 1.24$). de cualquier manera los valores registrados en esta investigación son ligeramente bajos comparados con los de Canizales *et al.* (2009), quienes realizaron una caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental y obtuvieron valores de $H' = 3.0$.

De acuerdo a la diversidad beta, las comunidades vegetales presentan una similitud de especies de 0.48, que representa un 48% de semejanza. Esta disimilitud (52%) que presentan las áreas está relacionado a que el área con historial de ganadería intensiva presenta 10 especies exclusivas, que no comparte con el área de ganadería extensiva, mientras el área de ganadería extensiva presenta 5 especies exclusivas. Este resultado es similar a lo reportado por Alanís *et al.* (2013), quienes evaluaron áreas regeneradas del MET y mencionan que el historial de uso del suelo es determinante en la futura composición de la vegetación regenerada.

Bibliografía

Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño JE, Jurado E, González MA. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11:56-62.

Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerana JI, Cuellar LG, Mora-Olivo A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:185-191.

Arriaga L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental* 1(1):6-16.

Boccanelli SI. 2011. Dinámica de la vegetación luego del abandono de campos agrícolas en el sur de la Provincia de Santa Fe, Argentina. *Phyton Revista Internacional de Botánica Experimental* 80:227-229.

Canizales PA, Alanís E, Aranda R, Mata JM, Jiménez J, Alanís G, Uvalle JI y Ruíz MG. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115-120.

Fresco LO. 2005. Ciencia y la revolución pecuaria. *Revista Enfoques FAO* (en <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0511sp1.htm>). Fecha de consulta: 24 de marzo de 2014.

García J y Jurado E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1):1-21.

Gómez E, Díaz H, Saldívar A, Briones F, Vargas V, Grant WE. 2007. Patrón de crecimiento de pasto buffel (*Pennisetum ciliare* L. (Link.) Sin. *Cenchrus ciliaris* L.) en Tamaulipas, México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 45(1):1-17.

González H, Ramírez R, Cantú I, Gómez M y Uvalle JI. 2010. Composición y Estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. Polibotánica 29:91-106.

Jiménez J, Alanís E, Aguirre O, Pando M, González MA. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. Madera y Bosques 15(3):5-20.

Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA, Treviño EJ. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. The Southwestern Naturalist 58(3):299–304.

Jiménez J, Alanís E, Ruiz J, González M, Yerena J, Alanís G. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. Ciencia UANL 15(58): 66-71.

Magurran, AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, pp. 179.

Martella M, Trumper E, Bellis L, Renison D, Giordano P, Bazzano G, Gleiser R. 2012. Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología). Serie Ecología 5(1):71-115.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad

vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(2):361-371.

Mora CA, Jiménez J, Alanís E, Rubio EA, Yerena JI, González MA 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 17(4):124-137.

Mora-Donjuán CA, Rubio-Camacho EA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Mata-Balderas JM, Mora-Olivo A. 2014. Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México. *Polibotanica* 38:53-66.

Palacios RA. 2006. Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 41 (1-2): 99-121 [en línea]. Disponible en: <http://www.scielo.org.ar/pdf/bsab/v41n1-2/v41n1-2a10.pdf>. Fecha de consulta: 24 de marzo de 2015.

Pequeño-Ledezma MA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI, Cuellar-Rodríguez LG, Mora-Olivo A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 24(2):48-53.

Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 417.

SAGARPA 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *Nuevo León: Agenda de Innovación Agroindustrial*. Nuevo León, México, pp. 18.

CAPÍTULO III
CARACTERIZACIÓN HORIZONTAL Y VERTICAL DE LA
RESTAURACIÓN PASIVA POST AGRÍCOLA EN EL MATORRAL
ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE MÉXICO



Fotografía del área de estudio en el rancho San Felipe del municipio General
Terán, Nuevo León

Sometido: Noviembre 2016 en: Revista Mexicana de Ciencias Forestales

CAPÍTULO III

CARACTERIZACIÓN HORIZONTAL Y VERTICAL DE LA RESTAURACIÓN PASIVA POST AGRÍCOLA EN EL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE MÉXICO

Resumen

La superficie agrícola total en México es de 109.3 millones de hectáreas, de las cuales solamente 27.5 millones de hectáreas son utilizadas. El matorral es el ecosistema más distribuido e históricamente más utilizado para fines agropecuarios en las zonas áridas y semiáridas de México. Para caracterizar la regeneración natural de la vegetación leñosa en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México se establecieron 6 sitios de muestreo de 10 x 20 m (1200 m²). En los sitios de muestreo se desarrolló un censo de las especies leñosas. Se utilizaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia, índice de valor de importancia, índice de Margalef, índice de Shannon & Wiener así como el índice de Pretzsch. La especie dominante en el área de estudio es *Prosopis laevigata*, la cual concentra el 89.12 %, seguida de *Acacia farnesiana* con el 9.66 % y *Celtis pallida* con un 1.22% del total de los individuos evaluados. Se registró una abundancia absoluta de 733 individuos, donde *Prosopis laevigata* representa el 84.09% del total. De acuerdo a la distribución diamétrica, se observó que la mayoría de los individuos (350 N/ha) se encuentran en el rango de 0 a 5 cm de diámetro, lo cual indica que se está regenerado activamente. En cuanto a la distribución vertical se observó que la vegetación presenta una diversidad media en los estratos de altura, registrando un valor de 63.7% de A_{rel} .

Palabras clave:

Matorral, agricultura, regeneración pasiva, densidad, abundancia.

Abstract

In Mexico the total agricultural area is 109.3 million hectares but only 27.5 million of them are used. The thornscrub ecosystem is the most distributed in Mexico and historically has been used for agricultural purposes in arid and semiarid regions. To characterize the natural regeneration of woody vegetation in the Tamaulipas thornscrub of northeastern Mexico, 6 sampling sites of 10 x 20 m (1200 m²) were established. At the sampling sites a census of woody species was developed. We have been using ecological indicators of abundance, dominance, frequency, importance value index, Margalef index, index of Shannon & Wiener and Pretzsch index. The dominant specie in the study area is *Prosopis laevigata*, which concentrates 89.12%, followed by *Acacia farnesiana* with 9.66% and *Celtis pallida* with 1.22% of the total of the evaluated individuals. It was recorded an absolute abundance of 733 individuals, where *Prosopis laevigata* represents 84.09% of the total. According to the diametric distribution, it was observed that the majority of the individuals (350 N / ha) are in the range of 0 to 5 cm in diameter, which indicates an active regeneration of the ecosystem. As part of the vertical distribution, it was observed that the vegetation presents a medium diversity in the height strata, registering a value of 63.7% of A_{rel} .

Key words:

Thornscrub, farming, passive regeneration, density, abundance

Introducción

El sector agrícola representa el 3.8% del Producto Interno Bruto en el mundo (Banco Mundial, 2016), cerca del 29% de la superficie terrestre se encuentra ocupada por pastizales permanentes o bien por cultivos forrajeros utilizados para criar ganado (Fresco, 2005). McMahon y Valdes (2011) mencionan que la agricultura es un sector relativamente pequeño en México, a la baja con respecto a la economía total y cerca del 4% del PIB.

La superficie agrícola total en México según la encuesta nacional agropecuaria 2014 es de 109.3 millones de hectáreas, de las cuales solamente el 25.2% son utilizadas, lo que equivale a 27.5 millones de hectáreas, de las cuales el 81.5% corresponde a superficie sembrada o plantada, mientras que el 18.5% no lo está. Asimismo, de la superficie agrícola el 20.3 % (5.6 millones de hectáreas) es de riego y el 79.7% restante (21.9 millones de hectáreas) de temporal. Los 81.8 millones de hectáreas restantes corresponden a superficie de agostadero, enmontada o en descanso (SAGARPA-INEGI, 2015).

Particularmente, el estado de Nuevo León cuenta con una superficie agrícola que asciende a 392,415 hectáreas abiertas al cultivo, lo cual representa casi el 2% de la superficie agrícola total del país, de las cuales el 67% son de temporal y el 33% son de riego (SAGARPA, 2009).

El matorral es el ecosistema más abundante e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México (García y Jurado, 2008). A lo largo de la historia se ha visto afectado por actividades antropogénicas, sufriendo una continua deforestación para establecer zonas de uso agrícola, industrial y urbano (Alanís *et al.*, 2008; Arriaga, 2009). Entre los años 1993 al 2002 el matorral sufrió una pérdida de 953,000 ha por cambio de uso de suelo, siendo el segundo ecosistema más afectado en México después de las selvas (SEMARNAT, 2006).

Según Bajaña *et al.* (2013) bajo ciertas circunstancias la sola suspensión de actividades humanas que son dañinas para un ecosistema puede generar las condiciones básicas para la restauración en forma autónoma, particularmente si la extensión del daño es pequeña, si no existe secuela alguna de contaminación presente y si existen áreas aledañas que cuenten con germoplasma nativo local, lo cual sentará las bases para el inicio de una restauración pasiva.

Las áreas destinadas a actividades productivas son utilizadas durante un cierto tiempo y abandonadas cuando bajan su productividad. Estas áreas, pueden regenerarse naturalmente (restauración pasiva), aunque se desconoce cómo serán las comunidades vegetales resultantes (Pequeño *et al.*, 2012). Para conocer la condición actual de la restauración pasiva es importante evaluar como son los ecosistemas resultantes de las perturbaciones (Jiménez *et al.*, 2012).

Objetivo

El objetivo de la presente investigación fue caracterizar la regeneración natural de la vegetación leñosa 15 años después de abandono del matorral espinoso tamaulipeco (MET) con historial de actividad agrícola.

Materiales y métodos

Área de estudio

La presente investigación se realizó en una fracción del matorral espinoso tamaulipeco en el municipio de General Terán, Nuevo León, México, situado en las coordenadas 25°6'54.48" de latitud norte, y 99°12'56.47" de latitud oeste abarcando una superficie de 473 ha y a una altitud de 209 m.s.n.m.

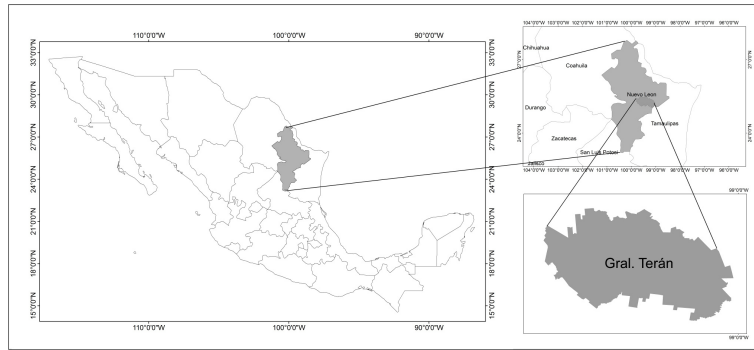


Figura 1. Localización del municipio de General Terán.

Selección del sitio

El estudio se realizó en el Rancho San Felipe, perteneciente al municipio de General Terán Nuevo León. Los sitios seleccionados se encuentran dentro de un área de matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola misma que tiene un abandono de 15 años. Esta área fue desmontada con maquinaria agrícola, lo que implicó remoción de suelo, el área fue trabajada por un periodo aproximado de 5 años continuos donde se cultivó maíz y sorgo de temporal.

Inventario florístico

En el verano del 2014 (15 años después de que se suspendiera la actividad agrícola), se establecieron 6 sitios de muestreo para evaluar la regeneración de la vegetación leñosa. Los sitios de muestreo fueron rectangulares de 200 m² (10 x 20 m), siendo un superficie total de 1200 m²/ha.

En los sitios de muestreo se desarrolló un censo de las especies leñosas, y se les midió las variables de altura total (h), diámetro de copa (d) y diámetro basal (Db). La medición del diámetro se efectuó a 0.10 m sobre la base del suelo, ya que es una medida estándar empleada para la regeneración de las especies leñosas del MET (Gómez, 2000; Alanís *et al.*, 2008; Jiménez y Alanís, 2012).

Análisis de la Información

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su cobertura, en función del área de copa, y su frecuencia con base en su presencia en los sitios de muestreo. Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

donde AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total y A_i es la abundancia absoluta de la especie i (N/ha). La dominancia se evaluó mediante la ecuación:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total y D es la dominancia absoluta de la especie i (m²/ha). Las frecuencias absoluta y relativa se obtuvieron con las ecuaciones:

$$F_i = \left(\frac{f_i}{N} \right) * 100$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

donde Fi es la frecuencia absoluta (porcentaje de presencia en los sitios de muestreo), fi es el número de sitios en la que está presente la especie i , N es el número de sitios de muestreo y FRi es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total. El índice de valor de importancia (IVI) se define a través de la ecuación:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la diversidad alfa se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y el índice de Shannon & Weiner (H'), mediante las ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y ni es el número de individuos de la especie i .

Para la caracterización de la estructura vertical de las especies se utilizó el índice de distribución vertical de especies (A) (Pretzsch, 2009; Del Río *et al.*, 2003). A indica valores entre 0 y un valor máximo (A_{max}). Un valor $A=0$ significa que el rodal está constituido por una sola especie que ocurre en un solo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies ocurren en la misma proporción tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Pretzsch, 2009; Corral *et al.*, 2005). Para la estimación de la distribución vertical de las especies, se definieron tres zonas de altura (Pretzsch, 2009; Jiménez *et al.*,

2001), siendo éstas: zona I: 80%-100% de la altura máxima del área; zona II: 50%-80%, y zona III: de 0 a 50%. Este índice (A) sirve para determinar la diversidad estructural en cuanto a la distribución vertical de las especies y se calcula con la siguiente fórmula:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z p_{ij} \times \ln p_{ij}$$

donde S = número de especies presentes; Z = número de estratos de altura; p_{ij} = porcentaje de especies en cada zona, y se estima mediante la siguiente ecuación:

$$p_{ij} = n_{i,j}/N$$

donde $n_{i,j}$ = número de individuos de la misma especie (i) en la zona (j) y N = número total de individuos.

Para poder comparar el índice de Pretzsch es necesario estandarizarlo y esto se realiza mediante el valor de $A_{máx}$, que se calcula de la siguiente manera:

$$A_{máx} = \ln(S \times Z)$$

Entonces se puede estandarizar el valor de A acorde a:

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S \times Z)} \times 100$$

Resultados y Discusión

Se registraron 3 especies pertenecientes a 2 familias. La familia más abundante fue *Mimosaceae* con 2 especies, la familia restante presentó solo una especie. Las formas de vida de las especies presentes fueron arbóreas y arbustivas (Cuadro 1).

Cuadro1. Nombre científico, común, familia y forma de vida de las especies presentes en el área.

Nombre Científico	Nombre Común	Familia	Forma de vida
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) M.C.Johnst	Mezquite	<i>Mimosaceae</i>	Arbórea
<i>Acacia farnesiana</i> (L)Willd.	Huizache	<i>Mimosaceae</i>	Arbórea
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	<i>Ulmaceae</i>	Arbustiva

El patrón de abundancia relativa muestra que la especie más abundante en el matorral espinoso tamaulipeco es *Prosopis laevigata*, la cual registró un valor de 84 % (616 N/ha) del total de los individuos evaluados. Esta información coincide con los resultados de Estrada *et al* (2004), Jiménez *et al.* (2012), Pequeño *et al.* (2012) y Jiménez *et al.* (2013) quienes refieren que las áreas que han sufrido algún tipo de disturbio por actividades productivas, tienden a reflejar una baja disponibilidad de nitrógeno en el suelo, resultando en el establecimiento de especies con esta característica en las primeras fases de sucesión ecológica como *Prosopis laevigata*. Quiñones *et al.* (2013) menciona que *Prosopis laevigata* enriquece al suelo a su alrededor y propicia la aportación de nutrientes. En segundo lugar en la tabla de índice de valor de importancia y obteniendo un menor valor esta *Acacia farnesiana* con el 14% y *Celtis pallida* con un valor de 1%.

La comunidad evaluada presentó una cobertura de copa de 5309 m²/ha, lo que indica una cobertura del 53 %. De igual manera la especie dominante en el área de estudio es *Prosopis laevis*, la cual concentra el 89.12 %, seguida de *Acacia farnesiana* con el 9.66 % y *Celtis pallida* con un 1.22% del total de los individuos evaluados en el área de estudio.

La especie que obtuvo mayor frecuencia relativa en el área de estudio fue *Prosopis laevis*, presentándose en todos los sitios de muestreo. *Acacia farnesiana* presentó un valor de 36.36% (N/ha) y *Celtis pallida* de 9.09% (N/ha). *Prosopis laevis* y *Acacia farnesiana* fueron las especies que obtuvieron los valores más altos en abundancia, dominancia y frecuencia en los sitios de estudio, siendo *Prosopis laevis* la de mayor valor de importancia con un 75.92% (Cuadro2).

Cuadro 2. Abundancia (N/ha), Dominancia (m²/ha), Frecuencia e índice de Valor de importancia.

Nombre Científico	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		
	N/ha	A _r	m ² /ha	D _r	Abs	Rel	IVI
<i>Acacia farnesiana</i>	108	14.77	512.61	9.66	66.67	36.36	20.26
<i>Celtis pallida</i>	8	1.14	64.91	1.22	16.67	9.09	3.82
<i>Prosopis Levigata</i>	616	84.09	4731.1	89.12	100	54.55	75.92
Suma	733	100	5309.3	100	183.33	100	100

La figura 2 muestra la abundancia de individuos por hectárea de acuerdo a las clases diamétricas registradas en el estudio. Se observa una línea de tendencia exponencial negativa en la densidad de individuos conforme aumenta el diámetro de los mismos, siendo la clase 0-5 cm de diámetro la que presentó valores superiores a los 350 N/ha. Lo anterior indica que existe un gran número de individuos en las clases diamétricas menores, mostrando que el sistema se encuentra en fases iniciales de la sucesión secundaria y que existe un estado

de regeneración activo, en el cual se encuentran presentes gran cantidad de individuos de porte menor y un pequeño número de individuos con diámetros >30 cm. Esta información concuerda con la de Alanís *et al.* (2008), quienes caracterizaron la regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del noreste de México y con Pequeño *et al.* (2012) quienes realizaron un análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espino tamaulipeco.

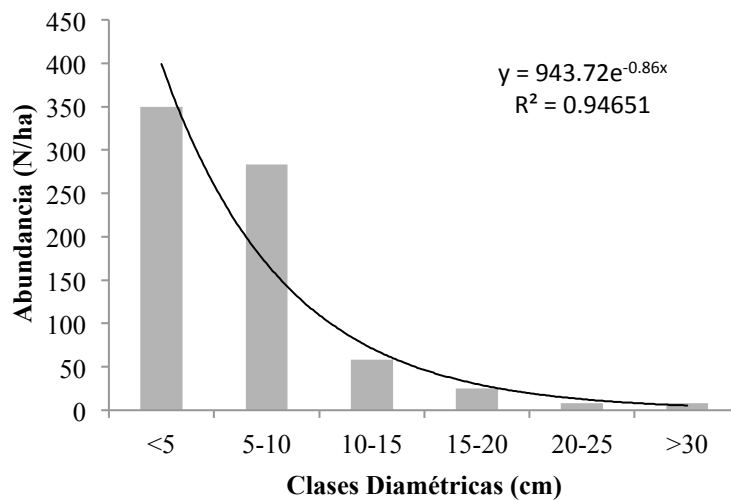


Figura 2. Abundancia de los individuos de acuerdo a clases diamétricas en el área de estudio.

En la figura 3 se observa la abundancia de individuos por hectárea de la especie *Prosopis laevis*, la cual es dominante en el área de estudio. Se aprecia también una línea de tendencia exponencial negativa, existiendo un decremento de la abundancia mientras aumentan las categorías diamétricas, siendo las clases <5 y 5-10 las que presentan la abundancia más alta. Esto indica que existe un gran número de individuos en sus fases iniciales y esto refiere que existe un estado de regeneración activo en el área de estudio.

Prosopis laevigata

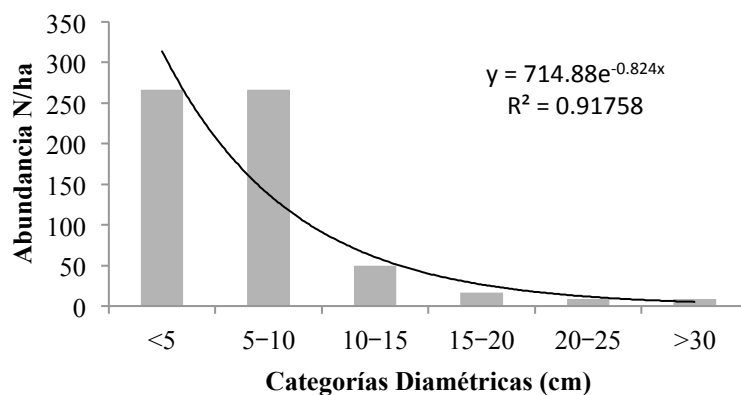


Figura 3. Abundancia de *Prosopis laevigata* de acuerdo a las clases diamétricas.

La figura 4 muestra las clases de altura de los individuos registrados en el área de estudio, se observa que existe una distribución normal, donde los árboles de dimensiones bajas y altas son poco abundantes y los árboles de altura intermedia (2.5 – 3 m) presentan la mayor abundancia.

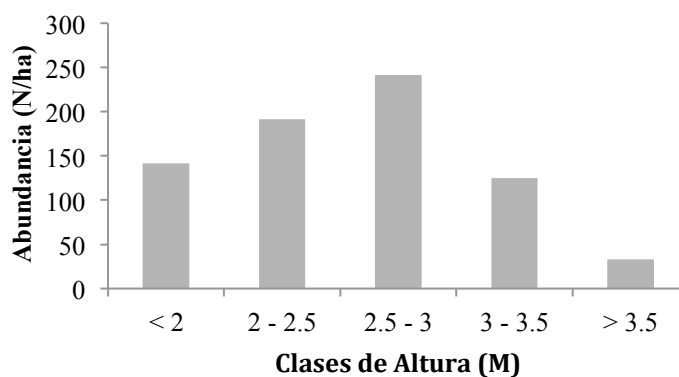


Figura 4. Abundancia de acuerdo a las clases de altura.

Riqueza y diversidad

El área evaluada mostró valores de riqueza $D_{Mg}=0.45$ y de diversidad alfa de $H'=0.48$. Estos valores son muy bajos comparados con áreas con historial de uso silvícola y agrícola del MET, ya que Jiménez *et al.* (2012), registraron valores de riqueza $D_{Mg}= >2.17$ y de diversidad alfa de $H'= >2.27$. También son bajos comparados con áreas con sistemas de pastoreo en el MET evaluados por Molina-Guerra *et al.* (2013) quienes obtuvieron valores de diversidad alfa $H'= >2.22$ y 2.11. Los valores de riqueza y diversidad obtenidos siguen siendo bajos comparados con los publicados por Pequeño *et al.* (2012) quienes evaluaron la diversidad de la regeneración de especies leñosas del MET con historial pecuario en el NE de México y obtuvieron valores de riqueza $D_{Mg}=1.40$ y de diversidad alfa de $H'=1.27$.

Índice de distribución vertical de las especies (Pretzsch)

El valor obtenido a partir del índice vertical de especies (A) fue 1.4 con un A_{max} de 2.2 y un A_{rel} de 63.7%, esto indica diversidad estructural media en los estratos de altura. En el Cuadro 3 se muestra que existe una alta presencia del estrato II, ya que posee el 57.98 % de los individuos. Valores de A_{rel} cercanos a 100% indican que todas las especies se encuentran distribuidas equitativamente en los tres estratos de altura (Mora *et al.* 2014). Estos resultados muestran similitudes con los presentados por Alanís *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2009), Villavicencio *et al.* (2005) y Mora *et al.* (2014).

El análisis de la distribución vertical se realizó definiendo tres estratos, alto, medio y bajo. El estrato alto se encuentra conformado por *Prosopis laevigata*, *Celtis pallida* y *Acacia farnesiana* con 167, 8 y 17 individuos por hectárea respectivamente en esta clasificación de altura. El estrato medio lo conforman

Prosopis laevigata y *Acacia farnesiana* con 376 y 58 N/ha constituyendo el 86 y 14 % de las especies presentes en este estrato (cuadro 3). Para el estrato bajo se encontraron estas mismas dos especies siendo la más abundante en esta clasificación *Prosopis laevigata* con 83 N/ha, seguida de *P. glandulosa* con 33 N/ha. (cuadro 3).

Cuadro 3. Valores del índice vertical de Pretzsch para el matorral espinoso tamaulipeco del área de estudio.

Estrato	Nombre científico	N	N/ha	Índice de Pretzsch	
				Proporción (%)	
				Del total	En la zona
I	<i>Prosopis laevigata</i>	20	167	86.96	22.74
	<i>Celtis pallida</i>	1	8	4.35	1.14
	<i>Acacia farnesiana</i>	2	17	8.70	2.27
	SUMA	23	192	100	26.15
II	<i>Prosopis laevigata</i>	44	367	86.27	50.02
	<i>Acacia farnesiana</i>	7	58	13.73	7.96
	SUMA	51	425	100	57.98
III	<i>Prosopis laevigata</i>	10	83	71.43	11.37
	<i>Acacia farnesiana</i>	4	33	28.57	4.55
	SUMA	14	117	100	15.92
SUMA TOTAL		88	733	300	100

Bibliografía

Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño E, Jurado E y González MA. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. Revista Ciencia UANL 11(1): 56-62.

Alanís E, Jiménez J, Pando M, Aguirre OA, Treviño EJ y Canizales P. 2010. Caracterización de la diversidad arbórea en áreas Restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México". Acta biol. Colomb. 15(2): 309-324.

Arriaga L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación ambiental* 1(1): 6-16.

Banco mundial. 2016.

<<http://datos.bancomundial.org/indicador/NV.AGR.TOTL.ZS>> (Consultado Octubre 2016).

Bajaña F, Castillo M, Mosquera G y Segarra P. 2013. Elaboración de planes de restauración pasiva para el programa socio bosque región amazónica “propuesta para definición de áreas prioritarias para restauración, programa socio bosque”, documento técnico USAID, Ecuador, pp. 34.

Corral J, Aguirre O, Jiménez J, y Corral S. 2005. “Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña ‘El Cielo’, Tamaulipas, México”. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 14(2): 217-228.

Del Río M, Montes F, Cañellas I y Montero G. 2003. “Índices de diversidad estructural en masas forestales”. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 12(1): 159-176.

Estrada E, Yen AD y Villarreal J. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75: 73-85.

Fresco LO. 2005 Ciencia y la revolución pecuaria. *Revista Enfoques FAO* (en <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0511sp1.htm>)

García J. y Jurado E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1): 1-21.

Gómez A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México, pp. 62.

Jiménez J, Aguirre O y Kramer H. 2001. "Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México". *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 10(2): 355-366.

Jiménez PJ, Alanís E, Aguirre O, Pando M y González M. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3): 5-20.

Jiménez J, Alanís E, Ruiz J, González M, Yerena J y Alanís G. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Revista Ciencia UANL* Año 15, 58: 66-71.

Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA y Treviño EJ. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58(3): 299–304.

Jiménez J y Alanís E. 2012. Situación actual de los recursos forestales maderables en la región citrícola. *Región Citrícola de Nuevo León: Su complejidad territorial en el marco global*.

McMahon M y Valdés A. 2011. Análisis del extensionismo Agrícola en México. París: Organismo para la Cooperación y el Desarrollo 1-73.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(2):361-371.

Mora-Donjuán CA, Rubio-Camacho EA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Mata-Balderas JM y Mora-Olivo A. (2014). Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el noreste de México. *Polibotánica* 38: 53-66.

Mostacedo B y Fredericksen TS. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia, pp. 87.

Pequeño MA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar G y Mora A 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *CienciaUAT* 7: 48-53.

Pretzsch H., 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania, pp. 664.

Quiñones-Gutiérrez A, González-Ontiveros V, Chávez-Pérez JR, Vargas-Martínez A, y Barrientos-Díaz F. 2013. Evaluación de inoculantes promotores de crecimiento en la producción de plantas de mezquite [*Prosopis laevigata* (Humb. Et Bonpl. ex Willd.) MC Johnst.] en Durango. *Revista mexicana de ciencias forestales* 4(20), 42-80.

Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 504.

SAGARPA 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. pp212.

SAGARPA-INEGI 2015. Nota técnica, Encuesta nacional agropecuaria 2014 Aguascalientes, México, pp. 22.

SEMARNAT 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México, pp. 91.

Villavicencio GR, Bauche P, Gallegos A, Santiago AL, y Huerta FM. 2005. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila. Boletín IBUG 13(1): 67-76.

CAPÍTULO IV

ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE DOS ÁREAS DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE MÉXICO



Fotografía de delimitación de sitios en campo, matorral espinoso tamaulipeco en la reserva ecológica de flora y fauna de la empresa Ternium, planta Pesquería, Nuevo León

Sometido: Julio 2016 en: Revista Madera y Bosques.

CAPÍTULO IV

ANÁLISIS ESTRUCTURAL DE DOS ÁREAS DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORESTE DE MÉXICO

Resumen

Se evaluó la composición, estructura y diversidad vegetal de dos áreas del matorral espinoso tamaulipeco (loma y valle) para conocer sus principales diferencias o similitudes. El matorral de porte bajo se ubica en lomeríos, donde el suelo es somero, existe mayor pedregosidad y la disponibilidad de agua en la zona se limita a las temporadas de lluvia de la región, mientras que el matorral de porte alto se localiza en una zona de caudal intermitente el cual aparece en temporadas de lluvias y forma un cuerpo de agua temporal y los suelos son profundos. En cada área se establecieron 3 sitios de muestreo de 40x40 m para evaluar la vegetación arbórea y arbustiva. Se estimó el índice de valor de importancia y la diversidad (alfa y beta) así como el índice de similitud de Sorensen Cuantitativo. En total se registraron 17 especies pertenecientes a 11 familias y 15 géneros. La familia con mayor presencia en el estudio fue *Fabaceae* con 7 especies. El área de matorral con porte alto presentó 14 especies, mientras el área de matorral en porte bajo presentó solamente 7 especies. Las comunidades evaluadas presentan una similitud baja (19 %). Mediante la presente investigación se concluye que los dos tipos de matorrales presentes en la zona de estudio registran diferencias significativas entre sí, las cuales pueden deberse a las características presentes en cada uno de los sitios, así mismo se concluye que comparten 4 especies del total de 17 presentes en ambas zonas de estudio.

Palabras clave:

Loma, Valle, IVI, Sorensen, Abundancia, Dominancia, Frecuencia.

Abstract

The composition, structure and biological diversity in two areas in the Tamaulipan thornscrub of Northeast Mexico were evaluated (hill and plain) to know the main differences or similarities. The lower height thornscrub it is located on hillocks, where the soil is shallow, stony and the availability of water in the area is limited to the rainy season in the region, while the greater height thornscrub is located in an area of deep soil and has an intermittent water flow which appears in rainy seasons and forms a temporary body of water.

To evaluate tree and shrub vegetation, three sampling plots of 40x40m were delimited in each area for the purpose of calculate the Importance Value Index , Diversity (alpha and beta) and the Soresen Similarity Index. A total of 17 species, 11 families and 15 genera were registered. The most abundant family was *Fabaceae* with 7 spp. The greater high thornscrub area showed 14 species, while the lower height thornscrub showed 7 species only. The evaluated communities have low similarity (19%). Through this investigation it is concluded that the two types of thornscrub present in the study area show significant differences between them, which may be due to the features present in each of the sites, likewise it is concluded that 4 species of all 17 present are shared in both study areas.

Key words:

Hill, Plain, IVI, Sorensen, Abundance, Dominance, Frequency.

Introducción

Los matorrales se encuentran en regiones de clima árido y semiárido de México, generalmente están constituidos por vegetación arbustiva que presentan ramificaciones desde la base del tallo, cerca de la superficie del suelo y con altura variable por lo general inferior a 4 m. (FAO 2010) Estas comunidades se distribuyen principalmente en las zonas áridas, que componen

aproximadamente 40 % de la superficie del país, por lo tanto conforman el más vasto de todos los tipos de vegetación de México (INEGI, 2009).

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) cubre una superficie de 200,000 km² del noreste de México y sur de Texas, desde Llera de Canales y los límites de la Sierra Azul en Tamaulipas (González, 1985) hasta el Altiplano Edwards (Edwards Plateau) en Texas (Diamond *et al.*, 1987), y de la Sierra Madre Oriental hasta el Golfo de México (Jurado y Reid, 1989). Este ecosistema está conformado por una alta riqueza (>35) y densidad (>15,000 N/ha) de especies arbóreas y arbustivas y una estructura vertical muy diversa (Alanís *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009). Muchas especies son importantes para la producción forestal y silvopastoril (madera, postes, leña, forraje, etcétera). Además son una fuente de forraje elemental para la ganadería extensiva (Von Maydel, 1996; Molina-Guerra *et al.*, 2013).

Algunos autores hacen referencia a que las variaciones en condiciones climáticas y edáficas existentes en las zonas áridas y semiáridas dan como resultado diferentes tipos de comunidades vegetales o matorrales extremadamente diversos en términos de composición, estructura, cobertura, densidad así como en asociaciones de plantas (Battey, 2000; Eviner, 2003; Domínguez-Gómez *et al.*, 2013).

Existen algunos estudios en donde se observa la diversidad y distribución territorial del matorral espinoso tamaulipeco. Villegas (1972) describe un total de seis unidades de vegetación, destacando como más importante el matorral alto subinerme ubicándolo en la zona de la Planicie Costera y en los lomeríos bajos de la zona del matorral submontano, en alturas entre los 200 y los 1000 msnm, cubriendo un 35 % de la superficie de Linares y Hualahuises (Nuevo León, México). Heiseke y Foroughbahkck (1985) caracterizaron la estructura de dos tipos de matorral en Linares, N.L., citando los datos más relevantes de las especies más comunes, como: frecuencia, abundancia, dominancia y valor de

importancia. Jurado (1986) analizó la influencia, asociación y correlación de las especies con respecto de los factores físicos del suelo, la topografía y el disturbio. Sugiere que el agua es probablemente el principal factor limitante para la distribución de especies del matorral. Jurado y Reid (1989) caracterizaron un área del matorral espinoso tamaulipeco, analizando la influencia que el disturbio y los factores edáficos y topográficos tienen sobre la distribución de sus especies. Reid *et al.* (1990) realizaron un estudio sobre la variación florística y estructural en el matorral tamaulipeco en el noreste de México, y entre sus resultados generales mencionan que los cambios en factores tales como clima, suelo y topografía son los que originan los diferentes patrones de distribución de las especies. Rodríguez (1994) determinó la composición florística y estructural de dos comunidades diferentes de matorral en el área de Linares, comparándolos a través del uso de diferentes índices de diversidad. González (1996) analizó la vegetación secundaria del municipio de Linares, N.L., encontrando para su área de estudio un total de 64 especies leñosas y determinó además que la diversidad de la vegetación secundaria está relacionada con los periodos de aprovechamiento de los predios, encontrando que existe una mayor diversidad en los predios que son utilizados por periodos más cortos de tiempo en relación con aquellos que son aprovechados durante muchos años. En este estudio se determinó también que las especies que aparecen como pioneras después de un aprovechamiento son *Acacia farnesiana*, *A. berlandieri* y posteriormente *A. rigidula*.

La amplia diversidad de plantas nativas de dicha región es un ejemplo típico de una gran plasticidad en la respuesta a factores físicos extremos (Reid *et al.*, 1990), en especial, a sequías concurrentes. En particular, las características del clima y suelo del noreste de Nuevo León no son uniformes; la distribución irregular de la precipitación y la temperatura han ocasionado que a lo largo del tiempo se hayan formado diversas comunidades vegetales (Moya *et al.*, 2002).

Objetivo

El objetivo principal de esta investigación es conocer las diferencias y similitudes de la estructura de dos comunidades vegetales en diferentes áreas (loma y valle) del matorral espinoso tamaulipeco en la reserva ecológica de flora y fauna de la empresa Ternium, presente en la región de Pesquería, Nuevo León (en el noreste de México).

Materiales y métodos

Área de estudio.

La presente investigación se desarrolló en el municipio de Pesquería, Nuevo León (Noreste de México, Figura 1). Las coordenadas de ubicación son 25°45'17'' de latitud norte y 99° 58'01'' de longitud oeste. Según la clasificación de Köppen modificado por Enriqueta (García, 1964) el clima predominante es muy seco semicálido (BWhw), con una temperatura media anual entre los 20 y 21°C. Los tipos de suelos presentes en su mayoría son xerosol, castañozem, feozem, regosol y en su minoría, fluvisol, vertisol y rendzina (Pesquería, N.L. 2014 a). La precipitación media anual es de 550 mm (Pesquería, N.L., 2014 b). El área presenta una altitud de 330 m.s.n.m. La comunidad vegetal representativa de acuerdo a CONABIO (2003) está conformada principalmente por matorral espinoso tamaulipeco con vegetación secundaria arbustiva.

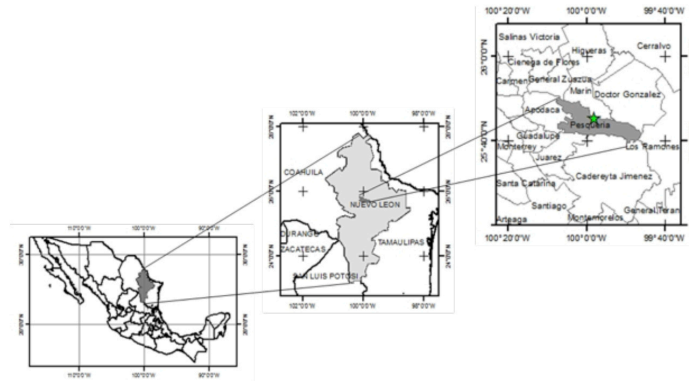


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Se señala de izquierda a derecha: México, Nuevo León, municipio de Pesquería y con una estrella el área de estudio.

Inventario florístico

Se establecieron tres sitios de muestreo en dos localidades diferentes (loma y valle) del matorral espinoso tamaulipeco. El matorral de porte bajo se ubica en lomeríos, donde el suelo es somero, existe mayor pedregocidad y la disponibilidad de agua en la zona se limita a las temporadas de lluvia de la región, mientras que el matorral de porte alto se localiza en una zona de caudal intermitente el cual aparece en temporadas de lluvias y forma un cuerpo de agua temporal y los suelos son profundos. Los sitios de muestreo fueron cuadrados de 1600 m² (40x40 m). La forma cuadrada de los sitios se utilizó debido a su facilidad de delimitación y medición en vegetación densa (Canizales *et al.*, 2009). En los sitios de muestro se realizó un censo de todas las especies arbóreas y arbustivas ($d_{0.10}$ m > 5 cm). A cada individuo se le efectuaron mediciones dasométricas de altura total (h), y diámetro de copa (d_{copa}).

Análisis de la Información

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su cobertura, en función del área de copa, y su frecuencia con base en

su presencia en los sitios de muestreo. Las variables relativizadas se utilizaron para obtener un valor ponderado a nivel de taxón denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

donde AR_i es la abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total y A_i es la abundancia absoluta de la especie i (N/ha). La dominancia se evaluó mediante la ecuación:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

donde DR_i es la dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total y D es la dominancia absoluta de la especie i (m²/ha). Las frecuencias absoluta y relativa se obtuvieron con las ecuaciones:

$$F_i = \left(\frac{f_i}{N} \right) * 100$$

$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

donde F_i es la frecuencia absoluta (porcentaje de presencia en los sitios de muestreo), f_i es el número de sitios en la que está presente la especie i , N es el número de sitios de muestreo y FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total. El índice de valor de importancia (IVI) se define a través de la ecuación:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la diversidad alfa se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y el índice de Shannon & Weiner (H'), mediante las ecuaciones:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

$$p_i = n_i / N$$

donde S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i .

La similitud entre los matorrales (diversidad β) se determinó mediante el método de Sørensen cuantitativo (IS), el cual está basado en la relación presencia-

ausencia del número de especies compartidas en cada sitio y el número total de especies de los dos sitios que están siendo comparados. Se expresa mediante la siguiente ecuación (Magurran, 1988):

$$I_s = \frac{2pN}{aN + bN}$$

Donde aN = número total de individuos en el sitio A, bN= número total de individuos en el sitio B, pN= sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios.

Para determinar si existía diferencias significativas en las variables de abundancia, dominancia, índice de Margalef e índice de Shannon entre los matorrales se estimaron los valores promedios de los sitios de muestreo. Una vez que los datos cumplieron con los criterios de normalidad y homocedasticidad se realizó una prueba de t con un factor ($\alpha = 0.05$).

Resultados

En los dos tipos de matorral se registraron 17 especies pertenecientes a 11 familias y 15 géneros. La familia con mayor presencia en el estudio fue Fabaceae con siete especies, el resto de las familias presentó solamente una especie. El género con más especies fue *Acacia* con tres especies registradas. De acuerdo a su forma de vida cinco fueron arbóreas, 11 arbustivas y una palma (Cuadro 1).

Cuadro 1.- Nombre científico, común, familia y forma de vida de las especies presentes.

Nombre científico	Nombre		Forma de Vida
	Común	Familia	
<i>Acacia amentacea</i> DC	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F.J. Herm.	Huizache Chino	Fabaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbustiva
<i>Diospyros palmeri</i> Eastw.	Chapote Blanco	Ebenaceae	Árborea
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Árborea
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	Vara dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacán	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbustiva
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	Caesalpiniaceae	Árborea
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Mezquite	Fabaceae	Árborea
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Árborea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Palma china	Asparagaceae	Palma
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva

Del total de las 17 especies registradas en el estudio, 14 fueron identificadas en el matorral de porte alto y siete en el matorral de porte bajo. Cuatro especies tuvieron presencia en ambos tipos de matorral.

En el matorral de porte bajo las especies con los valores más altos en abundancia, dominancia e importancia fueron *Leucophyllum frutescens*, *Cordia boissieri* y *Acacia amentacea*, sumando el 79.92% de importancia de la comunidad (Cuadro 2). Las 4 especies restantes suman el 20.08% de

importancia. En el matorral de porte alto las especies que presentan los mayores valores registrados en abundancia dominancia e importancia fueron *Prosopis glandulosa*, *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*, *Acacia farnesiana*, *Parkinsonia texana* y *Celtis pallida*, las cuales en conjunto suman 69.17% de importancia de la comunidad (Cuadro 3). Las restantes 8 especies concentran el 30.83%.

Cuadro 2. Datos de abundancia, dominancia, frecuencia, IVI y alturas para matorral de porte bajo. Las especies están ordenadas de manera decreciente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI). IVI= Índice de Valor de Importancia, Max= Máxima, Min= Mínima.

MATORRAL DE PORTE BAJO										
Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	Alturas		
	N/ha	%	m ² /ha	%	%sitios	%comunidad		Prom	Max	Min
<i>Leucophyllum frutescens</i>	435	53.87	1144.94	42.02	100	17.65	37.84	2.36	3.18	1.28
<i>Cordia boissieri</i>	204	25.26	1123.08	41.22	100	17.65	28.04	2.2	3.54	1.2
<i>Acacia amentacea</i>	108	13.4	301.53	11.07	100	17.65	14.04	2.1	3.16	0.85
<i>Yucca filifera</i>	29	3.61	45.30	1.66	100	17.65	7.64	2.17	6.27	0.6
<i>Forestiera angustifolia</i>	18	2.32	58.46	2.15	100	17.65	7.37	2.07	2.86	1.7
<i>Parkinsonia texana</i>	8	1.03	45.38	1.67	33.33	5.88	2.86	2.52	2.99	2.00
<i>Eysenhardtia texana</i>	4	0.52	6.03	0.22	33.33	5.88	2.21	1.95	2.25	1.64

Cuadro 3.- Tabla de abundancia, dominancia, frecuencia, IVI y alturas para matorral de porte alto. Las especies están ordenadas de manera decreciente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI). IVI= Índice de Valor de Importancia, Max= Máxima, Min= Mínima.

MATORRAL DE PORTE ALTO										
Especie	Abundancia		Dominancia		Frecuencia		IVI	Alturas		
	N/ha	%	m ² /ha	%	%sitios	%comunidad		Prom	Max	Min
<i>Prosopis glandulosa</i>	42	11.20	1735.94	26.30	100	10.34	15.95	6.07	8.62	3.20
<i>Acacia amentacea</i>	85	22.67	692.79	10.50	100	10.34	14.50	5.99	8.62	3.55
<i>Havardia pallens</i>	73	19.47	857.70	13.00	100	10.34	14.27	6.28	9.00	2.57
<i>Acacia farnesiana</i>	35	9.33	1149.99	17.42	66.67	6.90	11.22	6.26	8.45	4.05
<i>Parkinsonia texana</i>	27	7.20	656.01	9.94	33.33	3.45	6.86	5.76	7.85	4.01

<i>Celtis pallida</i>	17	4.53	507.73	7.69	66.67	6.90	6.37	4.71	5.78	3.01
<i>Diospyros palmeri</i>	21	5.60	177.04	2.68	66.67	6.90	5.06	4.58	5.71	3.86
<i>Cordia Boissieri</i>	13	3.47	83.59	1.27	100	10.34	5.03	3.65	5.81	2.30
<i>Sideroxylon celastrinum</i>	10	2.67	110.17	1.67	100	10.34	4.89	4.02	5.65	2.62
<i>Zanthoxylum fagara</i>	21	5.60	260.09	3.94	33.33	3.45	4.33	4.62	5.21	3.87
<i>Acacia shaffneri</i>	19	5.07	156.90	2.38	33.33	3.45	3.63	4.35	6.73	3.40
<i>Forestiera angustifolia</i>	6	1.60	104.86	1.59	66.67	6.90	3.36	2.75	3.67	2.13
<i>Guaiaacum angustifolium</i>	4	1.07	46.74	0.71	66.67	6.90	2.89	3.29	4.11	2.46
<i>Ebenopsis ebano</i>	2	0.53	60.16	0.91	33.33	3.45	1.63	6.79	6.79	6.79

En los cuadros 2 y 3 se observa que las especies que se ven favorecidas en ambientes propicios son *Prosopis glandulosa*, *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*, *Acacia farnesiana*, *Parkinsonia texana* y *Celtis pallida* ya que se desarrollan en áreas con suelos más profundos, ricos en nutrientes y con regímenes favorables de agua ya que en la zona de matorral de porte alto es zona de arroyos intermitentes, los cuales se activan en temporadas de lluvia. Mientras que las especies más tolerantes a ambientes hostiles registradas son *Leucophyllum frutescens*, *Cordia boissieri* y *Acacia amentacea*, ya que concentran el mayor valor de importancia en en matorral de porte bajo donde los suelos son menos profundos y la disponibilidad de agua es relativamente limitada a época de lluvias. De igual manera se observa que las especies que registran los mayores valores en altura promedio para ambos tipos de matorral son *Parkinsonia texana* y *Acacia amentacea*, seguida de *Forestiera angustifolia* y *Cordia boissieri*. Así mismo se puede observar la influencia que tiene las condiciones de suelo, humedad y nutrientes en el matorral con porte alto ya que en él se encuentran las mayores alturas promedio observadas en comparación con las registradas en el matorral en monte de porte bajo como se observa en la tabla 2.

En la Figura 2 se representan de manera gráfica las clases de alturas de ambos matorrales. En el matorral de porte alto se observa que la mayoría de individuos están concentrados en el rango de 4 - 6 m de altura, mientras que en el rango de mayor altura (8 – 10 m) se encuentran la menor cantidad de individuos

registrados en este tipo de monte. Por otra parte, en el matorral de porte bajo se aprecia que la mayoría de los individuos registrados se encuentran en el rango de 2 – 4 m, mientras que un escaso número de individuos son los que representan el rango de 6 a 8 metros de altura, siendo nula la presencia de individuos mayores a 8 metros de altura en este tipo de comunidad vegetal.

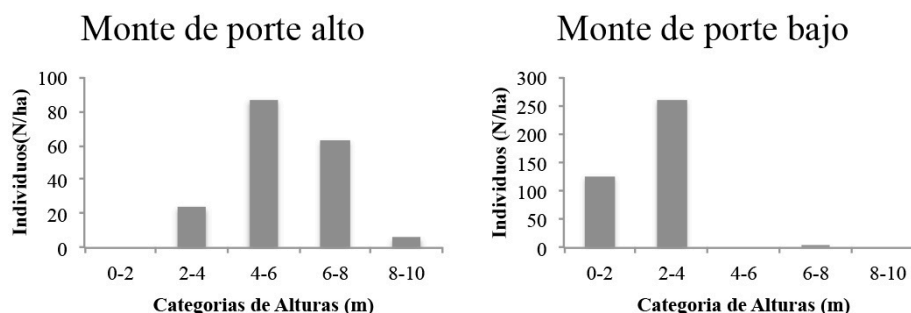


Figura 2.- Categorías de alturas para matorral de porte alto y matorral de porte bajo.

La mayor densidad de individuos registrada en el área de matorral de porte bajo fue de 808 ± 67 N/ha (media y error estándar) mientras que el área de matorral de porte alto presentó una densidad menor, registrando valores de 375 ± 128 N/ha (Figura 3a). La diferencia es estadísticamente significativa ($F = 1.964$, $gl = 4$, $P = 0.006$). El área de copa presente en el matorral de porte bajo fue de 2725 ± 656 m²/ha y para el matorral de porte alto fue de 6580 ± 1307 m²/ha. La diferencia es estadísticamente significativa ($F = 2.954$, $gl = 4$, $P = 0.010$; Figura 3b).

El índice de Margalef mostró diferencia significativa entre ambos matorrales ($F = 0.023$, $gl=4$, $P < 0.001$). El matorral con menor valor fue el matorral con porte bajo registrando 0.96 ± 0.13 mientras que el matorral con porte alto registró valores de 2.13 ± 0.13 (Figura 3c). El índice de Shannon registró valores de 1.20 ± 0.05 para el área de matorral con porte bajo y 1.81 ± 0.16 para el matorral con

porte alto, mostrando también diferencias significativas ($F = 7.095$, $gl = 4$, $P = 0.003$. Figura 3d).

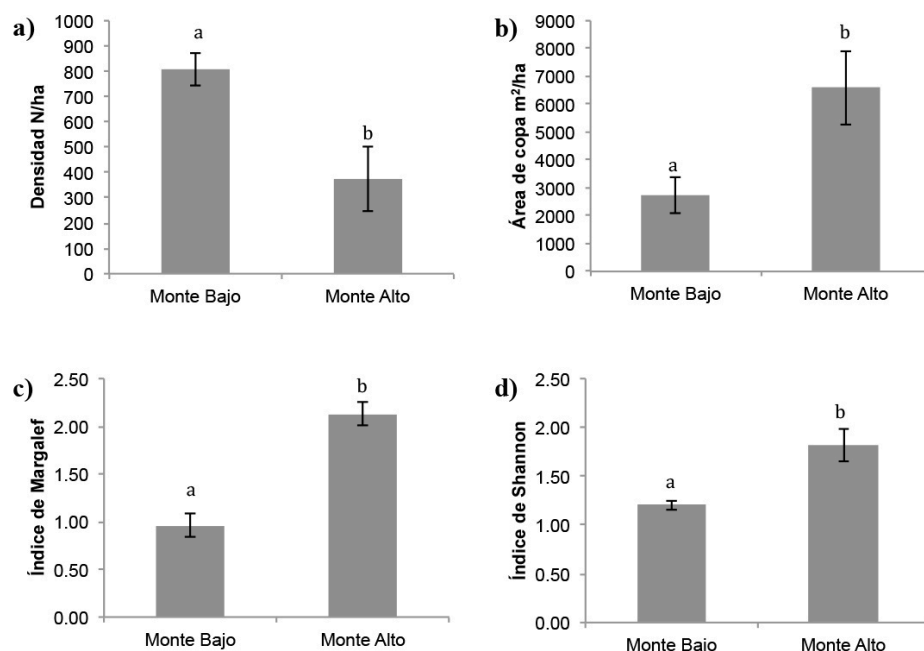


Figura 3. Diferencias entre el matorral de porte alto(monte alto) y porte bajo(monte bajo) evaluados. (a) Densidad, (b) área de copa, (c) índice de Margalef, (d) índice de Shannon. Valores promedios \pm desviación estándar. Letras diferentes indican diferencia significativa ($p=0.05$).

De igual manera se evaluó la diversidad beta mediante la aplicación del índice de Sorensen cuantitativo para conocer la similitud existente entre el área de matorral de porte alto y el área de matorral de porte bajo. Se determinó que la similitud entre las comunidades vegetales es baja, presentando un valor de 19 % de similitud. Este bajo porcentaje de similitud está influenciado por que tan solo comparten cuatro de las 17 especies registradas

Discusión

El total de las especies registradas en las dos áreas de matorral espinoso tamaulipeco para este estudio fue de 17 especies pertenecientes a 11 familias y 15 géneros. Estos valores son inferiores comparados a la riqueza específica registrada por Molina *et al.* (2014), quienes en un estudio de composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinermes aledaña al área de estudio registraron un total de 32 especies pertenecientes a 19 familias y 29 géneros en una zona de matorral espinoso tamaulipeco. También son inferiores a los valores registrados por Jimenez *et al.* (2013) quienes registraron una riqueza específica de 29 especies, pertenecientes a 14 familias y 29 géneros en un estudio de regeneración de especies maderables en áreas con diferentes historiales de uso silvoagropecuario en el matorral espinoso tamaulipeco.

Para el matorral con porte bajo, la especie con mayor índice de valor de importancia fue *Leucophyllum frutescens* registrando 37.84%, seguida de *Cordia boissieri* y *Acacia amentacea* quienes en conjunto concentran un total de 79.92 % de IVI. En el matorral con porte alto *Prosopis glandulosa* es la especie con el valor máximo registrado de índice de valor de importancia, registrando 15.95% seguida por *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*, y *Acacia farnesiana* concentrando un total de 55.94%, mientras que el restante 44.06% es dividido en las 10 especies restantes presentes. Este comportamiento es común en las comunidades vegetales maduras del matorral espinoso tamaulipeco, donde pocas especies son altamente importantes y un elevado número de especies presentan poca importancia (Mora *et al.*, 2013a). Cuatro de las 14 especies registradas en el matorral con porte alto fueron observadas en un estudio similar realizado por Heiseke y Foroughbakhch (1985) para un matorral en planicie con condiciones similares a las áreas de estudio de esta investigación, siendo *Forestiera angustifolia* la especie con mayor valor de IVI, registrado por Heiseke

y Foroughbakhch (1985) con un 18.7%, mientras que en esta investigación en el área de monte con porte alto *Forestiera angustifolia* registró un valor de IVI de 3.36%.

De igual manera Heiseke y Foroughbakhch (1985) observaron dentro del mismo estudio en *Diospyros palmeri* el menor valor registrado de IVI, mientras que en la presente investigación el valor registrado fue superior comparado con Heiseke y Foroughbakhch (1985), concentrando un 5.06% de IVI en el matorral con porte alto.

Referente a la abundancia, los valores registrados son bajos comparados con los registrados por Jimenez *et al.* (2013) en los 4 historiales de uso silvoagropecuarios, presentando valores máximos de $16,810 \pm 3,429$ N/ha en el área de pastoreo con producción extensiva y valores mínimos de $1,760 \pm 704$ N/ha para el área de pastoreo con producción intensiva, mientras que los valores de abundancia registrados en este estudio son 808 ± 67 N/ha en el matorral con porte bajo, y de 375 ± 128 N/ha en el matorral con porte alto. Las diferencias de las abundancias de los estudios se deben a que en el presente estudio se consideraron todos los individuos mayores a cinco centímetros de diámetro basal y Jiménez *et al.* (2013) consideraron los individuos mayores a un centímetro de diámetro basal.

La dominancia presenta valores registrados de 2725 ± 656 m²/ha en el matorral de porte bajo y 6580 ± 1307 m²/ha en el matorral de porte alto. Estos valores son bajos comparados con los valores registrados por Mora *et al.* (2013a), quienes realizaron un estudio sobre la estructura y la composición florística del matorral espinoso tamaulipeco, y registraron una cobertura de 13,973 m²/ha.

El matorral con menor valor de índice de Margalef registrada fue el matorral con porte bajo registrando 0.96 ± 0.13 , mientras que el matorral con porte alto registró valores de 2.13 ± 0.13 . El valor del matorral con porte alto coincide con los registrados por Mora *et al.* (2013b), quienes observaron valores de 2.16 ± 0.17 en un matorral de referencia en el matorral espinoso tamaulipeco.

El índice de Shannon registró valores de 1.20 ± 0.05 para el área de matorral con porte bajo y 1.81 ± 0.16 para el área con matorral de porte alto. Estos valores son similares a los registrados por Mora *et al.* (2013) quienes evaluaron tres áreas del matorral espinoso tamaulipeco, un area de referencia (1.95 ± 0.17), un área de regeneración (1.31 ± 0.02) y un area regenerada post ganadería (1.21 ± 0.06). También son similares con los valores registrados por Pequeño *et al.* (2012) quienes registraron valores de $H' = 1.27$ en un estudio de regeneración pasiva post pecuaria. Sin embargo, son bajos comparados con los valores registrados por Molina-Guerra *et al.* (2013) quienes a su vez estudiaron la composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el MET del noreste de Mexico y obtuvieron valores de diversidad alfa $H' = >2.22$ y 2.11 .

Las áreas de este estudio presentan una similitud baja (19%), lo cual puede deberse a que las especies no compartidas en ambas zonas tienen requerimientos totalmente diferentes o las areas de monte alto y monte bajo comparadas entre si, presentan características distintas en cuanto a factores como disponibilidad de nutrientes, agua, y profundidades de suelo, los cuales son factores determinantes en la distribución y desarrollo de las especies exclusivas en cada area. Esto coincide con Jurado & Reid (1989), quienes mencionan que los factores relacionados a la humedad del suelo son los mas importantes en la distribución de la vegetación. De esta manera, la coincidencia de la vegetación mas alta con un arroyo temporal concuerda con lo observado en las partes cercanas a cuerpos de agua en la región, donde se encuentra una vegetación mas alta, densa, y de composición diferente de un matorral aledaño.

Bibliografía

Alanís E, Jiménez J, Aguirre O, Treviño E, Jurado E, González M. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11(1):56-62.

Batley NH. 2000. Aspects of seasonality. *Journal of Experimental Botany* 51:1769-1780.

Canizales PA, Alanís E, Aranda R, Mata JM, Jiménez J, Alanís G, Uvalle JI y Ruiz MG. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115–120.

CONABIO, 2003.
<<http://www.conabio.gob.mx/mapaservidor/incendios/modis/tablas2003/febrero/diurnas/aqua/paso1/a1.030221.1956.html> > (consultado 7 Octubre 2014)

Diamond D, Riskind D, Orzell S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *Texas Journal of Science* 39: 202-221.

Domínguez-Gómez TG, González Rodríguez H, Ramírez Lozano RG, Estrada Castillón AE, Cantú Silva I, Gómez Meza MV y Alanís Flores G. (2013). Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista mexicana de ciencias forestales* 4(17): 106-122.

Eviner VT. 2003. Functional matrix: a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics* 34: 455-485.

FAO. 2010. EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES 2010 INFORME NACIONAL MEXICO. FAO Departamento forestal. Roma, Italia, pp. 346.

García E. 1964. Clasificación Climática Köppen, Modificada por Enriqueta, García. UNAM, México.

González M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, U.A.T. y U.N.A.M.

González M. 1996. Análisis de la Vegetación Secundaria de Linares, N.L. México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N.L. México, pp.103.

Heiseke D y Foroughbakhch R. 1985. El matorral como recurso forestal: Evaluacion de dos tipos de matorral en la region de Linares, Nuevo Leon. Reporte Cientifico 1. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo Leon, México, pp. 19.

INEGI. 2009. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250 000 Serie III. Aguascalientes, México, pp. 195

Jiménez J, Alanís E, Aguirre O, Pando M y González MA. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. Revista Madera y Bosques 15(3):5-20.

Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre O, y Treviño EJ. 2013. Characterizing Regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipian thornscrub, Mexico. The Shouthwestern Naturalist 58(3): 299-304.

Jurado, E. 1986. Asociación entre Especies, Factores Edáficos, Topográficos y Perturbación en la Vegetación Remanente del Terreno Universitario, U.A.N.L.- Linares, N. L. Tesis Profesional. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad del Noreste, Tampico, Tamaulipas, México. pp. 93.

Jurado E y Reid N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo Leon, Mexico, pp: 4-5, 17-18.

Magurran AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, pp.179.

Moya R JG, Ramírez G R, Foroughbackhch R, Hauad LA y González RH. 2002. Variación estacional de minerales en las hojas de ocho especies arbustivas. Ciencia UANL 5:59-65.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 4(2):361-371.

Molina V, Rechy L, Alcala A y Alanis E. 2014. Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinermes del noreste de México. Revista Iberoamericana de Ciencias 1(5): 111-119.

Mostacedo B y Fredericksen TS. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia, pp.87.

Mora CA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar LG. 2013a. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12(1):29-34.

Mora-Donjuán CA, Jiménez-Pérez J, Alanís-Rodríguez E, Rubio-Camacho, EA, Yerena-Yamallel JI, y González-Tagle MA. (2013b). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista mexicana de ciencias forestales* 4(17), 124-137.

Pequeño MA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar G, Mora A. (2012). Análisis de la restauración pasiva pospecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 7(1): 48-53

Pesqueria, N.L. 2014 (a)

< <http://www.pesqueria.gob.mx/municipio.php?id=8>> (consultado 14 Abril 2015).

Pesqueria, N.L. 2014 (b)

<<http://www.pesqueria.gob.mx/municipio.php?id=6>> (consultado 14 Abril 2015).

Reid N, Marroquín J, Beyer P. 1990. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 36:61-79.

Rodríguez GA. 1994. Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L., México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas, U.A.N.L., México pp.113.

Villegas, G. 1972. Tipos de Vegetación en los Municipios de Linares y Hualahuises, Nuevo León; sus características, aprovechamiento y condiciones

ecológicas en que se desarrollan. Tesis. Esc. de Agricultura, U. de G. México, pp. 96.

Von Maydel HJ. 1996. Appraisal of practices to manage woody plants in semiarid environment. In: Bruns, S. J., O. Luukanen and P. Woods (eds.). Dry land forestry research. International Foundation for Science. Stockholm, Sweden. pp. 47-64.

CAPÍTULO V

**ANÁLISIS DE LAS PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN
DEPOSITADAS SOBRE EL FOLLAJE DE LA VEGETACIÓN
ARBÓREA ALEDAÑA A UN ÁREA DE DESMONTE POR
TRABAJOS DE CONSTRUCCIÓN EN EL NORESTE DE MÉXICO**



Fotografía de trabajos de remoción de vegetación en el área de Ternium,
Pesquería, Nuevo León.

Cortesía de: RENAC S.A. de C.V.

Sometido: Octubre 2016, Revista Internacional de Contaminación Ambiental.

CAPÍTULO V

ANÁLISIS DE LAS PARTÍCULAS EN SUSPENSIÓN DEPOSITADAS SOBRE EL FOLLAJE DE LA VEGETACIÓN ARBÓREA ALEDAÑA A UN ÁREA DE DESMONTE POR TRABAJOS DE CONSTRUCCIÓN EN EL NORESTE DE MÉXICO

Resumen

Se trabajó en las inmediaciones del Municipio de Pesquería, Nuevo León (Noreste de México), durante los trabajos de remoción de vegetación para la construcción de una central eléctrica. El área de estudio se ubica dentro de la comunidad vegetal denominada matorral espinoso tamaulipeco. Se analizó el total de partículas en suspensión depositado sobre el follaje de la vegetación arbórea aledaña en mayo del 2014, febrero del 2015 y septiembre de 2015. Se muestrearon 18 árboles de 3 especies distintas (*Cordia boissieri*, *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*). Se muestreó separadamente sectores alrededor de la zona donde se desarrollara un desmonte, a distancias de 100, 350 y 700 m en direcciones Noroeste y Sureste. El material cosechado, fue lavado, filtrado y pesado, determinándose la cantidad de material particulado sedimentable en relación con la materia seca foliar (gr. MPS/KG de MSF). Se analizó la cantidad de polvo recolectado en cada especie arbórea para cada uno de los muestreos realizados, se midió la capacidad de captación de material particulado en las especies como receptoras de polvo sedimentable. Con la información generada se realizó un ANOVA. Se observó una clara tendencia en disminución de la cantidad de material particulado sedimentable desde el inicio hasta el término de los trabajos de remoción de vegetación. En los muestreos de mayo del 2014 y febrero 2015 no se presentaron diferencias significativas en la cantidad de polvo registrado, mientras que para septiembre de 2015 si se presentó

diferencia significativa en la cantidad de polvo depositado sobre el material vegetal, siendo la dirección sureste la que presentó mayor cantidad de material particulado sedimentado.

Palabras clave: polvo, dirección del viento, remoción de vegetación

Abstract

The research was conducted in Pesquería, Nuevo León (northeastern Mexico), during vegetation removal works for the construction of an electric power plant. The study area is located within the vegetation community called tamaulipian thornscrub. The total amount of fugitive dust deposited on the foliage of the vegetation in may 2014, february 2015 and september 2015 were analyzed. 18 trees belonging to 3 different species were evaluated (*Cordia boissieri*, *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*). Sectors were evaluated separately at distances of 100, 350 and 700 m in northwest and southeast directions around the area where vegetation removal was developed. The plant material collected was washed, filtered and measured, obtaining the amount of particulate matter (fugitive dust) in relation to the foliar dry matter. With the generated information ANOVA was performed. A clear decreasing trend is observed on the amount of sediment particulate matter from the beginning to the end of removal vegetation works. The samplings of may 2014, and february 2015 showed no significant differences in the amount of fugitive dust recorded, while for september 2015 it is presented significant difference in the amount of fugitive dust deposited on plant material collected, the samples located in southeast direction recorded greater amount of fugitive dust.

Key Words: dust, wind direction, vegetation removal

Introducción

Entre los contaminantes aéreos más importantes en las ciudades, se señalan: partículas totales en suspensión, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, dióxido de azufre, hidrocarburos y ozono superficial (Puliafito *et al.*, 1995). Estos afectan el proceso de fotosíntesis de la vegetación, causan decrecimiento en las cosechas, y dañan los materiales de las fachadas de edificios y los plásticos, lo que da como resultado grandes pérdidas económicas cada año (Vollenweider y Günthardt 2005).

Dalmasso *et al.* (1997) mencionan que la cantidad de contaminantes aéreos aumenta cuando se trata de zonas rurales o minero-industriales, donde se desconocen los niveles de fondo, históricos u orientativos sobre el grado de contaminación por material particulado y polvo sedimentable. Además añaden que en estas condiciones el follaje de los vegetales puede cumplir un importante papel como receptor del polvo atmosférico y como parámetro de referencia sobre el grado diferencial de contaminación.

El material particulado está constituido por partículas sólidas o líquidas suspendidas en el aire, teniendo una composición química y una tamaño que varía de 0,005 a 100 μm de diámetro aerodinámico (Sborato *et al.*, 2007). Para South Carolina Forestry Commission (1990) las macropartículas son atrapadas y filtradas por las hojas y ramas, las cuales son lavadas por la precipitación y escurridas al suelo.

El uso de la vegetación arbórea y arbustiva, así como su estructura y principalmente las hojas de los individuos vegetales, contribuyen en los estudios del polvo atmosférico (Kretinin y Selyanina, 2006; Acero y Simon, 2010). Para Dalmasso *et al.*, (1997) refieren que los registros de polvo sedimentable sobre la vegetación contribuyen a diagnosticar el grado de contaminación y su distribución en el ambiente.

Autores como Calvo (1996), Núñez *et al.*, (2005), Aragon *et al.*, (2006) y Girard

(2014), ponen de manifiesto que el tiempo transcurrido después del cese de actividades que generan material particulado, la distancia de la zona de emisión y el rumbo del viento dominante, son factores que determinan la cantidad de material particulado suspendido y depositado en la vegetación.

Objetivos

Los objetivos de esta investigación son: 1) evaluar el efecto del tiempo transcurrido de la remoción de vegetación en la concentración de material particulado sobre la vegetación aledaña y 2) evaluar el efecto entre la distancia de la zona de emisión de material particulado y el rumbo del viento en la concentración de material particulado de la vegetación.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló en el municipio de Pesquería, N.L. (Noreste de México), en áreas aledañas a la central eléctrica Pesquería situado entre las coordenadas $25^{\circ}45'17.78''$ de latitud norte y $99^{\circ}58'01.40''$ de longitud oeste, con una altitud de 300 m snm (Figura 1).

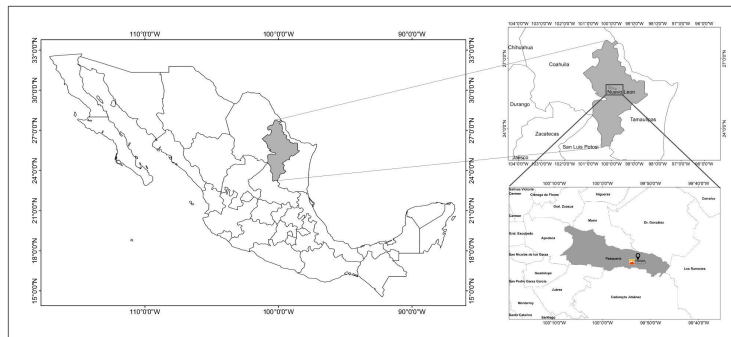


Figura 1. En la imagen izquierda se aprecia México, en la imagen superior derecha el estado de Nuevo León y en la imagen inferior derecha el municipio de Pesquería.

Diseño de muestreo

Se seleccionaron 3 especies (*Cordia boissieri*, *Acacia amentacea*, *Havardia pallens*) representativas del matorral espinoso tamaulipeco que presentan altos valores de índice de valor de importancia (Pequeño *et al.* 2012, Donjuan *et al.* 2013 y Alanís *et al.* 2016). Para la toma de muestras se delimitó a lo largo y partiendo de la fuente emisora (zona de desmonte) dos transectos con tres puntos por cada transecto: Sector 1, a los 100 m de la zona de desmonte; Sector 2, a los 350 m; y sector 3, a los 700 m., los muestreos se realizaron con rumbo Noroeste y Sureste en el cual las muestras 1, 2 y 3 de cada una de las especies están dentro del rumbo NO y las muestras 4, 5 y 6 están dentro del rumbo SE a los 100 m, 350 m y 700 m respectivamente (figura 2). Considerando que debía existir un gradiente de disminución de los niveles contaminantes en relación al aumento de la distancia desde la fuente emisora. Estos transectos (imaginarios) se establecieron en función a que los vientos dominantes provienen del cuadrante Norte y Oeste, con punto inicial en la zona de desmonte. Las muestras de hojas se extrajeron del lado de las copas orientadas hacia la fuente emisora, a una altura variable entre 1.5 y 2.5 m, por la facilidad de acceso. El tamaño de la muestra fue de 40 gramos obteniendo un total de 18 muestras, resultado de los 18 puntos a evaluar en cada una de las etapas de este estudio.

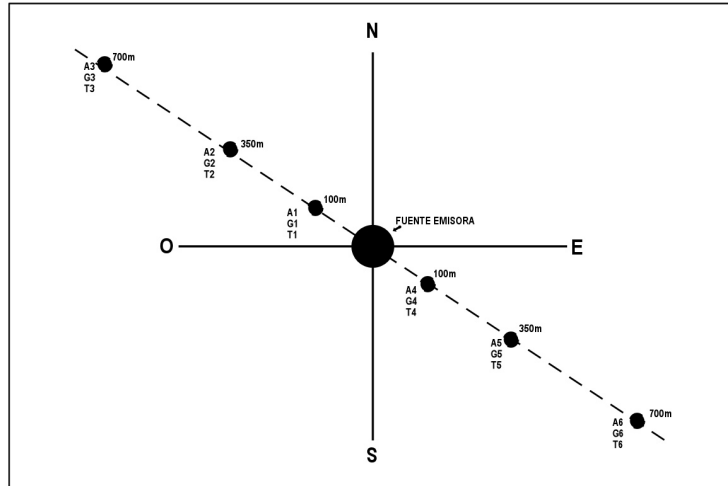


Figura 2. Diagrama de puntos de muestreo.

El material extraído fue acondicionado en bolsas y llevado al laboratorio para su procesamiento.

La extracción del material particulado sedimentable (MPS) se efectuó por lavado, agitando periódicamente con agua destilada y pasando un pequeño pincel para favorecer el desprendimiento de las partículas. Se usaron vasos de precipitados de vidrio de 350ml de capacidad. El extracto obtenido se filtró en embudo a través de papel de filtro Whatman No. 42 (previamente tarado), se secó en estufa y se registró el peso del MPS. Las hojas lavadas libres de MPS, están siendo pesadas, luego de secadas en estufa a 75° C hasta lograr obtener el peso constante. Los datos se expresaran en gramos de MPS por kg de materia seca de hojas (g/ kg).

Análisis de la información

Posterior a la verificación de los supuestos estadísticos de normalidad, homocedasticidad e independencia entre los los valores, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) de un factor ($P \leq 0.05$). Como prueba Post Hoc se utilizó el test HSD de Tukey. El programa estadístico utilizado fue el SPSS versión 22.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

Resultados y discusión

Referente a las temporadas de muestreo, en la figura 3 se observa que la cantidad de polvo registrando si presentó diferencia a través del tiempo ($gl= 2$; $F=4.307$, $P=0.019$). Así mismo se observa una clara tendencia en disminución de la cantidad de material particulado sedimentable, lo cual se relaciona directamente con el inicio y término de los trabajos de remoción de vegetación en el lugar. Este resultado coincide con lo registrado por Rööslí *et al.* (2001), Celis *et al.* (2007) y Pachón y Vela (2014) quienes en estudios de contaminación por material particulado encontraron una relación directa entre la disminución del mismo y etapas con baja y nula intensidad de actividad antropogénica que propicien la dispersión de polvo en el ambiente encontrando las menores cantidades de material particulado sedimentable en etapas cercanas al cese de estas actividades.

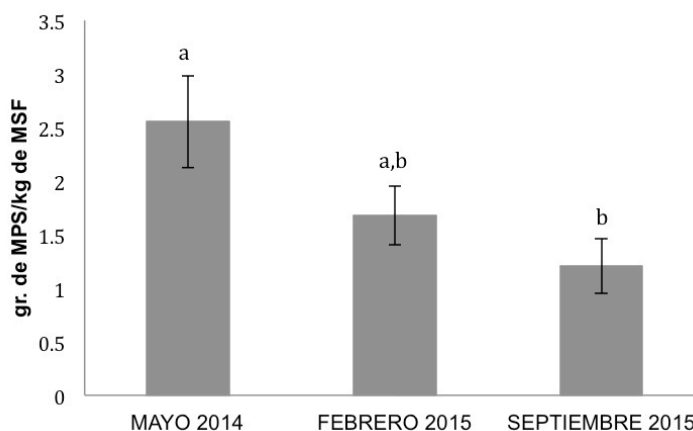


Figura 3. Concentración de material particulado sedimentable según los meses de muestreo.

También se evaluó si había efecto entre la distancia de la zona de emisión de material particulado y el rumbo del viento dominante en la concentración de material particulado de la vegetación. En los muestreos de mayo del 2014 ($gl= 5$; $F=0.426$, $P=0.822$) y febrero 2015 ($gl= 5$; $F=0.719$, $P=0.621$) no se

presentaron diferencias significativas en la cantidad de polvo en las diferentes distancias. Una posible explicación a esto estaría relacionada con el tamaño de partícula, ya que es posible que las partículas de mayor tamaño pudieran estar presente durante los muestreos de mayo 2014 y febrero 2015, resultado del impacto de los trabajos de desmonte y remoción de vegetación, mientras que para el mes de septiembre 2015, el impacto fue menor, generando partículas de menor tamaño. Márquez *et al.* (2011) menciona que mientras mas pequeña sean las partículas el tiempo que permanecen en el aire será mayor, esto debido a su densidad y tamaño, también hacen mención que este tipo de partículas pueden estar suspendidas por semanas, y pueden ser transportadas a grandes distancias. Esto coincide también con Corleto y Cortéz (2012), quienes mencionan que las partículas de mayor tamaño se depositan con mas rapidez y mas cerca de la fuente de emisión, mientras que las de mediano tamaño se alejan mas y se depositan a cierta distancia de la fuente de emisión y las partículas más pequeñas son transportadas por los vientos a distancias mayores.

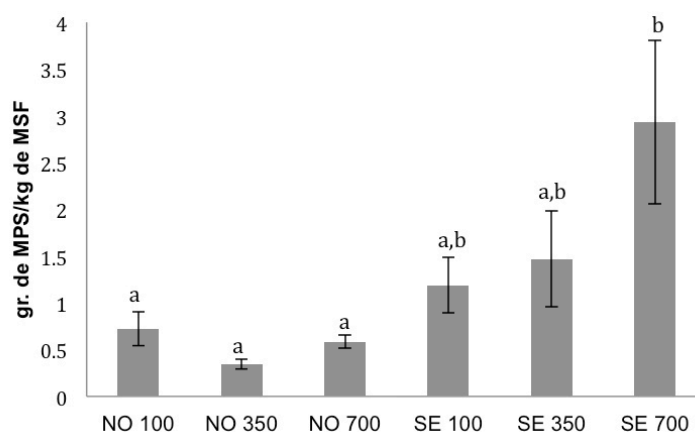


Figura 4. Concentración de Material Particulado Sedimentable (MPS) por rumbo y distancia para el muestreo de septiembre 2015.

En septiembre de 2015 si se presentó diferencia significativa en la cantidad de polvo en las diferentes distancias ($gl= 5$; $F=4.576$, $P=0.014$), como puede

observar en la figura 4. En el muestreo realizado en septiembre de 2015 se registró el valor más alto en concentración de material particulado sedimentable en dirección SE a 700 m, seguido de SE a 350 metros con 2.93 y 1.47 gr. de MPS/kg de MSF respectivamente. Esto es debido a que existen vientos dominantes provienen del Noroeste en esa temporada del año los cuales dispersan las pequeñas partículas suspendidas en el ambiente transportándolas a largas distancias desde la fuente emisora. Dichos valores son bajos comparados con los registrados por Dalamasso *et al.* (1997), quienes en un estudio similar registraron valores promedio máximos de 36.22 gr. de MPS/kg de MSF y mínimos de 4.01 gr. de MPS/kg de MSF. Esta diferencia puede deberse a la morfología de las especies que utilizaron para su estudio. Lo que coincide con Beckett *et al.* (2000) quienes mencionan que la estructura del árbol y variantes específicas como el tamaño de hoja, la forma y la textura de la hoja son factores que determinan la capacidad de captación de material particulado en cada una de las especies. Granados y Mendoza (2002) indican que el polvo esparcido en plantaciones abiertas tiende a ser mayor y su presencia varia conforme a la distancia y origen de las partículas. Además, Codina *et al.* (2002) indican que algunas características del material vegetal como la densidad de follaje, rugosidad del mismo, presencia de pilosidad epidérmica, así como la interacción entre la superficie foliar y el aire circundante pueden ser considerados como factores en la capacidad de retención de las especies.

ANEXO FOTOGRÁFICO DEL PROCESO EN CAMPO Y LABORATORIO



Claves.

a) Selección de individuos, b) Colecta de muestras, c) Embolsado, d) Obtención de tamaño de muestra e) Tarado e identificación de papel filtro, f) Lavado de material vegetal, g) Filtrado de material vegetal, h) Secado de material vegetal, i) Pesado de material vegetal hasta obtener peso constante, j) Pesado de papel filtro después de secar con material vegetal.

Bibliografía

Acero JA y Simon A. (2010). Influence of vegetation scenarios on the local air quality of a city square. En: CLIMAQS Workshop 'Local air quality and its interactions with vegetation', Antwerp, Belgium, pp. 21-22.

Alanís E, Molina VM, Rechy L, Alcalá AG, Marín JD, Pequeño MA. (2016) Capítulo 11 Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. En: Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas, (E. Ceccon, y C. Martínez) Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad Cuernavaca, Morelos, México. pp. 255-272.

Aragon A, Campos AA, Leyva R, Hernández M, Miranda N y Lszczewski A. (2006). Influencia de emisiones industriales en el polvo atmosférico de San Luis Potosí. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 22: 5-19.

Beckett P, Freer P y Taylor G. (2000). Effective tree species for local airquality management. Journal of Arboriculture 26: 12-19.

Calvo M. (1996). Ingeniería del Medio Ambiente. Colección Ingeniería del Medio Ambiente. Mundiprensa (Ed.), Madrid, España, pp. 701.

Celis JE, Morales JR, Zaror CA, y Carvacho OF. (2007). Contaminación del aire atmosférico por material particulado en una ciudad intermedia: el caso de Chillán (Chile). Información tecnológica 18: 49-58. DOI: 10.4067/S0718-07642007000300007

Codina RA, Fioretti SB, Pérez PV, Ureta NM, Llera CJ, Verd P, Carrieri SA y Manzano ER. (2002). Captación de Polvo atmosférico por especies

ornamentales. Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo Tomo XXXIV. N° 2, 73-79.

Corleto AM, y Cortéz DM. (2012). Comparación de los métodos de Bergerhoff y placas receptoras para la cuantificación de polvo atmosférico sedimentable. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química y Farmacia. Universidad de El Salvador. San Salvador, El Salvador, pp. 161.

Dalamasso A, Candia R y Llera J. (1997). La vegetación como indicadora de la contaminación por polvo atmosférico. *Multequina* 6: 91-97.

Donjuán M CA, Jiménez J, Alanís E, Camacho R AE, Yerena JI y González M A. (2013). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista mexicana de ciencias forestales* :, 124-137.

Girard JE, y Girard J. (2014). Principles of environmental chemistry. Tercera Edicion Jones & Bartlett Publishers. Massachusetts. EUA, pp. 676.

Granados DS y Mendoza OA. (2002). Los árboles y el ecosistema urbano. Universidad Autónoma de Chapingo. Dirección de Difusión Cultural. Texcoco, México, pp. 96.

Kretinin VM y Selyanina ZM. (2006). Dust retention by tree shrub leaves and its accumulation in light chestnut soils under forest shelterbelts. *Eurasian Soil Sc.* 39, 334-338. doi:10.1134/S1064229306030136

Márgez, J PF, Sukla MK, Wang J, y Arratia B CH. (2011). Material particulado dispersado al aire por vehículos en caminos agrícolas no pavimentados. *Terra Latinoamericana* 29: 23-34.

Núñez L, Reguera E, Corvo F, Gonzalez E y Vazquez C. (2005). Corrosion of copper in seawater and its aerosols in a tropical island. *Corrosion Science* 47: 461-484. DOI: 10.1016/j.corsci.2004.05.015

Pachón JE y Vela HS. (2014). Análisis espacio-temporal de la concentración de metales pesados en la localidad de Puente Aranda de Bogotá-Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería* 43: 120-133.

Pequeño MA, Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar G, y Mora A. (2012). Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *CienciaUAT* 7: 48-53.

Puliafito SE, Puliafito JL, Behler JC y Alonso P. (1995). La calidad del aire en Mendoza. En *Mendoza Ambiental* pp. 207- 242.

Röösli M, Theis G, Künzli N, Staehelin J, Mathys P, Oglesby L, Camenzind M y Braun Ch (2001). Temporal and spatial variation of the chemical composition of PM10 at urban and rural sites in the Basel area, Switzerland, *Atmospheric Environment* 35, 3701-3713 DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00511-2

Sborato D, Sbarato VM y Ortega JE. (2007). Predicción y Evaluación de Impactos ambientales sobre la atmósfera. C.I.S.A. Centro de Investigación y Formación en Salud Ambiental. Colección Salud Ambiental. Encuentro Grupo Editor. Cordoba, Argentina, pp. 153.

South Carolina Forestry Commission. (1990). Benefits of urban trees. Forestry Report R8-FR 17 April. USDA Forest Service. USA, pp.12.

SPSS. (1976). Statistical Package for the social sciences. Chicago, IL, USA.

Vollenweider P y Gunthardt MS. (2005). Diagnosis of abiotic and biotic stress factors using the visible symptoms in foliage. *Environmental Pollution* 137, 455-46. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.01.032

CAPÍTULO VI

CRITERIOS A CONSIDERAR PARA DESARROLLAR PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA



Fotografía de trabajos de restauración por parte de cuadrilla de RENAC S.A. de C.V. en el área de reserva ecológica de flora y fauna de la empresa TERNIUM, planta Pesquería.

Sometido: Enero 2016 / Publicado Junio 2016 en: Revista Iberoamericana de Ciencias.

CAPÍTULO VI

CRITERIOS A CONSIDERAR PARA DESARROLLAR PROYECTOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Resumen

Los ecosistemas impactados sufren efectos negativos que inciden directamente en sus características ambientales, modificando sus componentes, estructura y dinámica natural lo cual es reflejado en la disminución o pérdida de bienes y servicios que estos proveen a la sociedad. El objetivo de esta investigación fue conocer las alternativas y los criterios tomados para desarrollar proyectos de restauración. Se encontró una perspectiva global de restauración ecológica con las técnicas o herramientas mas comúnmente utilizadas y los criterios que tomadores de decisiones han considerado importantes para llevar a cabo proyectos de priorización en base a recomendaciones de organizaciones internacionales.

Palabras clave:

Ecosistemas, degradacion, resiliencia, servicios ambientales, recursos naturales.

Abstract

Degraded ecosystems suffer negative effects that affect their environmental characteristics by modifying its components, structure and natural dynamics, which is reflected in the reduction or loss of goods and services that they provide to society. The objective of this research was to know the alternatives and the criteria used to develop restoration projects. We find a general overview of ecological restoration, techniques or tools most commonly used, and the

criteria that decision makers have considered important to carry out for priority projects based on recommendations of international organizations.

Keywords:

Ecosystems, degradation, resilience, environmental services, natural resources.

Introducción

Los ecosistemas proporcionan diversos bienes aprovechados por el hombre, en donde destacan especies de interés comercial en sectores cinegético, pesquero, ganadero, agrícola o forestal entre otros (Lomas *et al.*, 2005; Beer *et al.*, 2003). Además de servicios ambientales, como el abastecimiento de agua, asimilación de residuos, fertilidad de suelo, captura de carbono, actividades recreativas y de turismo ecológico por mencionar algunas (Ezcurra y Castillo 2013; Marañón *et al.* 2012).

Los ecosistemas por si mismos poseen características que les permiten responder a las perturbaciones naturales que llegan a causar impactos, como incendios, huracanes, sequías, inundaciones, invasión de especies o inclusive actividades antropogénicas como agrícola, pecuaria, forestal o industrial, entre otros (OIMT, 2002). Autores como Carpenter *et al.* (2001) se refieren a esto como resiliencia, y lo definen como: “la capacidad de un sistema a estar sometido a un disturbio y mantener sus funciones y controles”.

Los impactos originan procesos de dinámica sucesional de las comunidades vegetales y estas a su vez generan cambios en su estructura, composición y función. Los cuales son conocidos como perturbaciones y pueden ser medidas por los cambios en riqueza, diversidad y composición de especies presentes en una comunidad (Dorado y Arias, 2006).

El porqué de la importancia de la restauración es sencillo de entender, ya que cuando los ecosistemas son degradados, numerosos servicios que brindan a la

sociedad se pierden (Baron *et al.*, 2002). Algunos autores como Woods *et al.*, (2007), Martínez y Rodríguez (2003), y Stohlgren *et al.* (2008) mencionan que los sistemas degradados se caracterizan por la alteración en su estructura y composición, y por la reducción de biodiversidad, productividad y habitabilidad.

Una de las características principales de ecosistemas terrestres degradados es la pérdida del suelo, biodiversidad y la eliminación de variabilidad genética (Clark, 2002; Brooks *et al.*, 2002; Alanis *et al.*, 2008; González *et al.*, 2008; Foley *et al.*, 2005; Rands *et al.*, 2010). Mientras que los ecosistemas acuáticos degradados se caracterizan a menudo por sus aguas contaminadas que pocas especies son capaces de tolerar. (UICN-PNUMA-WWF, 1991; Gálvez, 2002).

Objetivo

Conocer los criterios que son considerados por los gestores de los recursos naturales para la elaboración de una propuesta de priorización en áreas para la restauración, las posibles causas de deterioro de los ecosistemas, las herramientas mayormente utilizadas así como las posibles debilidades dentro de la planeación de este tipo de propuestas.

Restauración Ecológica

La SER (2004) (Society for Ecological Restoration International / Sociedad Internacional de Restauración Ecológica) define la restauración ecológica como el proceso de ayudar con el restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido. Es una actividad deliberada que inicia o acelera un camino ecológico o trayectoria a través del tiempo hacia un estado de referencia (SER y IUCN, 2004).

Van Andel y Aronson (2006) Mencionan que la restauración se divide en dos grandes rubros, restauración activa y restauración pasiva. La restauración activa

es un proceso que involucra acciones específicas que estimulen el desarrollo de la sucesión para lograr la restauración de un ecosistema. La restauración pasiva se define como un conjunto de acciones que eliminan o modifican los factores que limitan la recuperación natural de un ecosistema y en esta no se involucra el ser humano.

Urbanska y Edwards (1997) y Van Andel y Aronson (2006) coinciden en que el objetivo final de la práctica de restauración ecológica es crear un ecosistema autosuficiente, proveedor de bienes y servicios, que sea resistente a la perturbación y no necesite mayor intervención en el futuro.

La restauración ecológica se plantea como un proceso complejo de toma de decisiones y acciones de manejo de los ecosistemas alterados por parte de expertos en el área, con el objetivo de recuperar la biodiversidad (composición), integridad (estructura y función) y la salud ecológica (capacidad de recuperación / resiliencia), lo cual garantiza su continuidad (Bajaña *et al.*, 2013).

Mediante la restauración activa es posible inducir el retorno de un ecosistema dado hacia una trayectoria biótica y abiótica mas o menos similar a la que tenía antes de un deterioro (Sánchez, 2005). Para realizar este tipo de restauración es necesario cumplir con algunos requisitos, como por ejemplo:

- Tener una idea clara de porque se necesita la restauración en la zona.
- Disponibilidad de un inventario suficiente de la biodiversidad original del sitio de interés antes de la alteración.
- Disponibilidad de un conocimiento suficiente acerca de los ciclos y procesos mas importantes del ecosistema.
- Disponibilidad de un conocimiento suficiente sobre las presiones que originaron la alteración; su naturaleza y sus causas, severidad, escala espacial de los impactos, y sus posibilidades de recurrencia y frecuencia.

- Disponibilidad de información descriptiva e histórica suficiente acerca de las características sociales, económicas y políticas vinculadas al sitio que se desea restaurar.
- Tener claras las metas y los objetivos del proyecto de restauración.
- Protocolos y herramientas de monitoreo mediante los cuales se puede evaluar el proyecto durante su proceso y una vez finalizado (Urbanska y Edwards, 1997; Bajaña *et al.*, 2013; Sánchez, 2005).

Bajo ciertas circunstancias la sola suspensión de actividades humanas que son dañinas para un ecosistema puede generar las condiciones básicas para la restauración en forma autónoma, particularmente si la extensión del daño es pequeña, si no existe secuela alguna de contaminación presente en suelos, agua o aire y si existen áreas aledañas que cuenten con germoplasma nativo local, lo cual sentará las bases para el inicio de una restauración pasiva (Bajaña *et al.*, 2013).

Sin embargo, lo que frecuentemente se encuentra en áreas degradadas es que los daños en extensión y magnitud causados por actividades humanas son considerables e incluso pueden tener efectos sinérgicos con otros factores ambientales, lo que implica una dificultad mayor para que se propicie algún proceso de restauración pasiva (Wiens, 1997).

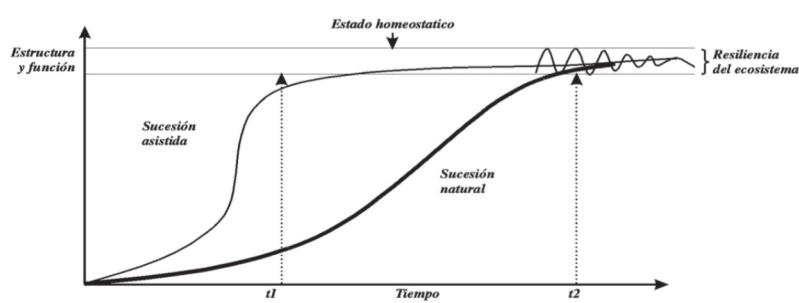


Figura 1.- Modelo de la sucesión natural y asistida en el proceso de desarrollo de un ecosistema (Barrera y Ríos, 2002).

Hoobs y Norton (1996) así como Oosterhoorn y Kappelle (2000) mencionan que la importancia de identificar las causas de las alteraciones en los ecosistemas es un factor clave para tratar adecuadamente los procesos causantes de degradación y hacen especial énfasis en la necesidad de desarrollar una metodología clara para alcanzar los objetivos planteados incluyendo la realización de una serie de evaluaciones durante el proyecto de restauración.

Es de suma importancia tener información sobre los procesos de sucesión locales durante el desarrollo de la restauración ecológica, ya que esto ayudará a no cometer errores de planeación al evitar la introducción de especies nativas sensibles antes o después del tiempo que sea necesario. Esto es importante de mencionar ya que hay especies que solamente se restablecerán si sus entornos y nichos característicos se encuentran disponibles en un ecosistema que esté sujeto a procesos de restauración (Clewett, 1999).

Zedler y Callaway (1999) recalcan la importancia de verificar si se obtienen los efectos deseados durante el proceso de restauración ecológica, y para esto se requiere conocer sobre la trayectoria esperada del ecosistema en restauración. Algunos autores han registrado una trayectoria de sucesión alejada de lo originalmente se tenía planteado, por eso es de suma importancia el monitoreo constante por parte de los ejecutores del proyecto de restauración, resaltando la necesidad de ir documentando los esfuerzos de restauración, para el seguimiento de los resultados obtenidos (Westman, 1991; Sánchez, 2000).

Garibello (2003) presenta un marco conceptual generalizado para la elaboración de proyectos de restauración ecológica (figura 2) y coinciden con los conceptos expuestos por Bajaña *et al.*, (2013) y Sánchez (2005).

El objetivo principal de la valoración de las diferentes áreas definidas y caracterizadas en un proyecto de restauración ecológica es conocer el estado de la degradación de cada una de ellas (Barrera *et al.*, 2010)

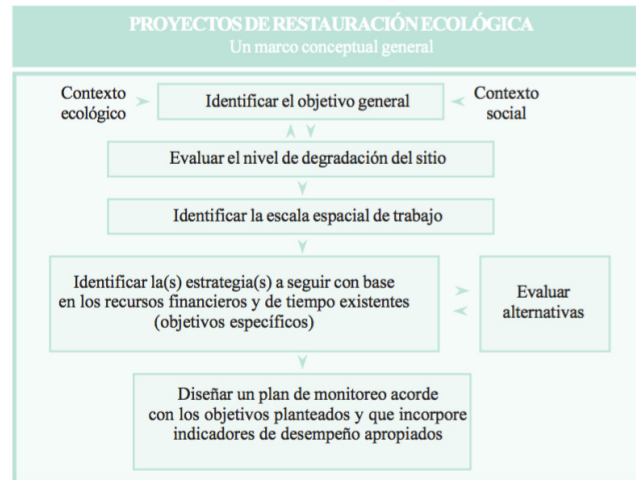


Figura 2.- Marco conceptual general en proyectos de restauración ecológica imagen tomada de Garibello (2003).

Priorización de áreas y criterios a considerar.

La IUCN (Keenleyside *et al.*, 2012) (International Union for Conservation of Nature / Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) define la priorización como el trabajo de restauración que se enfoca en las intervenciones más urgentes e importantes para el logro de las metas a nivel de todo el sistema, del paisaje terrestre o marino o del área protegida.

Se restauran las áreas en que se pueda intervenir a partir del nivel de alteración, las limitaciones de tiempo y presupuesto además de su importancia en el sostenimiento de las comunidades locales, regionales y de la biota en general (Garibello, 2003).

Es importante realizar una zonificación en el área de interés, la cual según Barrera-Cataño y Valdés-López (2007) consiste en caracterizar con criterios climáticos, geomorfológicos, edáficos y de cobertura. Se debe realizar la priorización con el fin de definir por donde iniciar la restauración del área alterada de tal forma que se neutralice la degradación, se optimicen los recursos y se acelere al máximo el restablecimiento del área (Barrera *et al.*, 2010).

Una de las preguntas clave sobre la restauración ecológica y conservación de la naturaleza es ¿Dónde es necesario actuar primero? Dado que los recursos financieros son limitados, la restauración ecológica debería centrarse en áreas donde se produzcan los mayores beneficios. Wilson *et al.* (2011) y Geneletti *et al.* (2011) hacen mención que el establecimiento de prioridades ha recibido poca atención en el contexto específico de la restauración ecológica, a pesar de la gran cantidad de publicaciones sobre la planificación sistemática de la conservación, solo un bajo porcentaje está enfocado sobre la priorización de la restauración ecológica.

Dentro de los proyectos de restauración ecológica es importante llevar a cabo la identificación de aquellos sitios en los que la restauración podría mejorar y proveer mayores beneficios a la sociedad y/o donde se hace más necesaria (Lammerant *et al.*, 2013). Esta identificación puede ser vista como un problema de planificación en el cual interactúan aspectos sociales, económicos y ecológicos (Echeverría *et al.*, 2010).

Dentro de los criterios en los que algunos autores coinciden y recomiendan tener en cuenta para la priorización de áreas a restaurar se encuentran:

- Dimensiones y tipos de áreas contiguas al áreas a restaurar.
- Identificación de los daños potenciales crisis o amenazas que los sistemas vecinos pueden ocasionar sobre el área a restaurar.

- En caso de concentrarse diferentes disturbios en una misma área, valorarlos y conocer las implicaciones, que tienen para el área a restaurar.
- Bienes y servicios que presta el área a restaurar. (Barrera *et al.*, 2010; Brooks *et al.*, 2006; Briones *et al.*, 2009)

Numerosos autores mencionan tres criterios expuestos en estrategias de conservación 1. *Significancia*: tiene en cuenta la contribución a la solución de otros problemas, área y personas beneficiadas e importancia para los más afectados, 2. *Urgencia*: velocidad de avance del problema si no se trata a tiempo o velocidad a la que avanza la solución si se implementa, 3. *Reversibilidad*: en qué medida son reversibles los efectos del problema. (Garibello, 2003; González-Ovando 2014; De Matauco *et al.*, 2015 y Camargo, 2007)

El uso de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) es necesario para la selección de prioridades de restauración, debido a que es un problema complejo de planificación del uso de la tierra que incluye la recopilación y el procesamiento de la información relacionada con aspectos ambientales, socioeconómicos y operativos y con esta herramienta se simplifica el manejo de los datos georeferenciados (Geneletti *et al.*, 2011).

Discusión y conclusiones

Vargas (2011) menciona que el éxito de un proyecto de restauración ecológica depende en gran medida de la inversión económica, los tiempos de actuación así como de voluntad por parte de instituciones, además de la participación, colaboración, y el sentido de pertenencia que tengan las comunidades locales sobre el mismo (Vargas, 2007).

La selección e identificación de los sitios donde la restauración es más necesaria y donde se podría mejorar o proveer mayores beneficios a la sociedad está totalmente ligada a las limitaciones presentes principalmente en aspecto económico (Lammerant *et al.*, 2013; Murcia y Guariguata, 2014). Las acciones de restauración deben priorizarse y dirigirse hacia metas claras interactuando con aspectos sociales, económicos y ecológicos locales (González-Ovando, 2014). De no ser así, las acciones de restauración podrían no cubrir las metas trazadas en un principio por los tomadores de decisiones.

Dentro de los criterios que algunos tomadores de decisiones recomiendan tener en cuenta en procesos de priorización se encuentra contar con conocimiento e información de los tipos de áreas adyacentes al área a restaurar, las amenazas o daños potenciales que los sistemas vecinos pueden generar sobre el área, así como los bienes y servicios que presta el ecosistema en cuestión³¹. Además de la significancia, la urgencia o velocidad de avance del problema y la reversibilidad de los efectos que causa el problema de degradación (Sánchez, 2000; González-Ovando, 2014).

Actualmente se están llevando a cabo esfuerzos a nivel global en el área de restauración ecológica, algunos de ellos enfocándose en encontrar las áreas prioritarias a restaurar. En la comunidad europea, la Dirección General de Medio Ambiente (Grupo Biodiversidad y Naturaleza) en el año 2013 inició el desarrollo del Marco para la Priorización de la Restauración (Restoration Prioritisation Framework, RPF), como parte del desarrollo de las metas de Aichi las cuales con un conjunto de metas que se pretenden alcanzar para el año 2020 y forman parte del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, aprobado en 2010 por la 10ª reunión de la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica cuyo objetivo es *“detener la pérdida de diversidad biológica a fin de asegurar que, para 2020, los ecosistemas sean resilientes y sigan suministrando servicios esenciales, asegurando de este modo la variedad de la vida del planeta y contribuyendo al bienestar humano y a la erradicación de la*

pobreza” y, específicamente, de la Meta 15, que especifica que en 2020, “la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la biodiversidad al almacenaje de carbono se verán aumentados, a través de la conservación y la restauración, incluyendo la restauración de al menos el 15 % de los ecosistemas degradados, contribuyendo con ello a la mitigación y adaptación al cambio climático y a la lucha contra la desertificación”. (Cortina y Klimkowska, 2013)

A nivel Latinoamérica existen trabajos de priorización de áreas para restaurar en países como Ecuador, Colombia, y México por mencionar algunos, en donde se han aplicado técnicas de evaluación multicriterio basadas en sistemas de información geográfica (Bajaña *et al.* 2013; Echeverría *et al.*, 2010; González-Ovando, 2014; Córdova-Athanasiadis, 2010; Bojórquez-Tapia, 2004). Debido a que estas técnicas permiten descomponer una situación compleja y no estructurada, ordenarlos en una jerarquía, realizar comparaciones binarias y atribuir valores numéricos a juicios subjetivos lo cual es relevante para lograr la meta definida y generar un mapa de áreas de restauración prioritarias el cual servirá para la toma de decisiones (Barredo, 2005).

De acuerdo con Hobbs (2008), un factor determinante para la restauración ecológica es el factor económico. Limitantes de este factor en muchos de los proyectos de restauración ecológica son el detonante principal para tomar la decisión de priorizar áreas en un ejercicio de restauración.

La mayoría de la literatura consultada reportó utilizar criterios bióticos similares a los expuestos por Lammerant *et al.* (2013) para la toma de decisiones en proyectos de priorización, sin darle la importancia debida a los criterios socioeconómicos, siendo este criterio clave para la toma de decisiones sobre el camino que se debe seguir y con esto cumplir con la objetividad y seguramente facilitar que se cumpla la trayectoria ecológica deseada por el tomador de decisiones.

Vargas (2008) menciona que las comunidades locales aplicadas como criterio, juegan un papel importantísimo que la mayoría de los tomadores de decisiones no utilizan al momento de realizar proyectos de priorización, lo cual es un error evidente ya que en muchos de los casos de esta depende en su mayoría el éxito o fracaso de los proyectos de restauración ecológica.

Otro de los factores poco utilizado según Reyes y Ríos (2011) quedó expuesto en el marco del congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica, el cual es el cambio climático. Actualmente existen un conjunto de tendencias que son de particular interés en procesos de restauración como lo son los incrementos en frecuencia de días más cálidos, el incremento de eventos de lluvias intensas, incremento de áreas afectadas por sequías y la frecuencia de los ciclones tropicales intensos. Es importante realizar experimentos y modelos que permitan explorar la trayectoria de los ecosistemas ante los cambios climáticos esperados y poder generar proyecciones que ayuden en los procesos de priorización de esfuerzos en proyectos de restauración ecológica.

De acuerdo con la información recopilada, los criterios utilizados por diferentes autores para procesos de priorización de áreas para restauración ecológica, son similares en la mayoría de los proyectos de priorización que van enfocados a recuperar el capital natural, y evitar una mayor degradación de los ecosistemas, sin embargo, en muchos de los casos no se toma en cuenta criterios socioeconómicos siendo esta información de suma importancia al momento de la toma de decisiones lo que podría repercutir en que la priorización de estas áreas no estén enfocadas en las necesidades que las comunidades locales consideran prioritarias.

Bibliografía

Alanís E, Jiménez J, Espinoza D, Jurado E, Aguirre OA y González MA. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14: 113-118.

Bajaña F, Castillo M, Mosquera G, y Segarra P. 2013. Elaboración de planes de restauración pasiva para el programa socio bosque región amazónica “propuesta para definición de áreas prioritarias para restauración, programa socio bosque”, documento técnico USAID, Ecuador, pp. 34.

Baron JS, Poff NL, Angermeier PL, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richter BG, y Steinman AD. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater, *Ecological Applications* 12: 1247–1260.

Barredo CJI. 2005. Sistemas de Información geográfica y evaluación multicriterio, en la ordenación del territorio. 2° edición. RAMA, Madrid, España, pp. 304.

Barrera, J y Ríos H. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración, *Perez-Arbelaezia* 13: 33- 46.

Barrera-Cataño JI, y Valdés-López C. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12: 11-24.

Barrera JI, Contreras SM, Garzón N, Moreno AC y Montoya SP. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del distrito capital. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia, pp. 401.

Beer J, Harvey C, Ibrahim M, Harmand JM, Somarriba E y Jiménez F. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales, Agroforestería en las Américas 10: 80-87.

Bojórquez-Tapia LA, de la Cueva H, Díaz S, Margarejo D, Alcantar G, Solares MJ, Grobet G y Cruz-Bello G. 2004. Environmental conflicts and nature reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, Mexico, Biological Conservation 117: 111–126.

Briones EE, Arce S, Tapia A. 2009. PROPUESTA TÉCNICA DE CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE SITIOS DE REFORESTACIÓN (RESTAURACIÓN), DE MANGLARES EN LA COSTA ECUATORIANA, EcoCiencia, Ecuador, pp. 57.

Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C. 2003. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity Conservation. Biology 28: 909-923.

Brooks TM, Mittermeier RA, Da Fonseca Gab, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. Science 313, 58-61.

Camargo Ponce de León G. 2007. Guía Técnica para proyectos piloto de restauración ecológica participativa, Bogota, Colombia, pp. 90.

Carpenter S, Walker B, Marty AJ, Abel N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? Ecosystems 4: 765-781.

Clark DB. 2002. Los factores edáficos y la distribución de las plantas, en: Ecología y Conservación de Bosques neotropicales, Guariguata MR, Kattan

GH, Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica, pp.193-221.

Clewell AF. 1999. Restoration of riverine forest at Hall Branch on phosphatemineral land, Florida, *Restoration Ecology* 7: 1-14.

Córdova-Athanasiadis M. 2010. Priorización de áreas para recuperar la función hidrológica de la subcuenca Támara Picachos, Guanajuato. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Querétaro, Santiago de Querétaro, Mexico. pp. 215.

Cortina J, y Klimkowska A. 2013. Priorización de la restauración bajo la Estrategia Biodiversidad 2020. Desarrollo del objetivo del 15 %. *Ecosistemas* 22: 139-140.

Cortina J, & Klimkowska A. 2013. Priorización de la restauración bajo la Estrategia Biodiversidad 2020. Desarrollo del objetivo del 15 %. *Ecosistemas* 22: 139-140.

De Matauco AIG, Naverac VA, García DG, Ferrer DB, de Olazagoitia Blanco A S, Ojeda AO, y Capellán KR. 2015. DETERMINACIÓN DE CONDICIONES DE REFERENCIA PARA LA RESTAURACIÓN DE LA MORFOLOGÍA FLUVIAL EN RÍOS DE GIPUZKOA, II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial, España, pp. 245-253.

Dorado O, y Arias DM. 2006. Reforestar o restaurar para la recuperación ambiental. *Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos*. 3: 39-44.

Echeverría C, Schiappacasse I, Urrutia R, Cárcamo M, Becerra P, Smith C. y Holmgren M. 2010. Restauración de ecosistemas degradados para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural en la zona semiárida de Chile central, Proyectos Reforlan-RUE 33. Valdivia. Chile, pp. 24

Ezcurra, AJV, y Castillo AR. 2013. Valoración económica de bienes y servicios ambientales de la Laguna Conache, Laredo (La Libertad, Perú). *Revista*

REBIOLEST, 1: 54-70.

Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin F S, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, y. Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.

Gálvez J. 2002. La restauración ecológica: Conceptos y aplicaciones. Universidad Rafael Landívar Facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas, Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente. Guatemala, pp. 23.

Garibello C. 2003. Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica. Bogotá (Colombia): Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal CONIF, Colombia, pp. 96.

Geneletti D, Orsi F, Lanni E y Newton AC. 2011. Identificación de Áreas Prioritarias para la Restauración de bosques secos. In: Newton, A.C. y N. Tejedor, eds. Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. UICN y Madrid, España. Gland, Suiza, pp. 289-326

González MA, Schwendenmann L, Jiménez J Y Schulz R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 161-167.

González-Ovando ML. 2014. Identificación de áreas prioritarias para restauración ecológica, en la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla, Tesis de maestría, Colegio de Posgraduados, MONTECILLO, TEXCOCO, MÉXICO. 2014. pp. 104

Hoobs RJ y Norton DA. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology, *Restoration Ecology* 4: 93-110.

Hobbs RJ. 2008. Goals, Targets and Priorities for Landscape Scale Restoration, En *Managing and Designing Landscapes for Conservation*, edited by David B. Lindenmayer and Ricard J. Hobbs, Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK, pp. 511-526.

Keenleyside K, Dudley N, Cairns S, Hall C, y Stolton S. 2012. Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices (Vol. 18). IUCN. Gland, Switzerland. pp. 116.

Lammerant J, Peters R, Snethlage M, Delbaere B, Dickie I, Whiteley G. 2013. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec). Belgium, pp. 197.

Lomas P, Martín B, Louit C, Montoya D, Montes C, y Alvarez S. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. Ulzama digital, Madrid, España. pp. 73.

Marañón T, Ibáñez-Moreno B, Anaya-Romero M, y Muñoz-Rojas M. 2012. Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas forestales de Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla, España. pp. 50.

Martínez R y Rodríguez DA. 2003. Los incendios forestales en México y América Central. Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una visión global. pp. 767-779.

Murcia C, y Guariguata MR. 2014. La restauración ecológica en Colombia:

tendencias, necesidades y oportunidades (Vol. 107). CIFOR. Bogor, Indonesia. pp.85.

OIMT. 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales degradado y secundario. pp.88.

Oosterhoorn M. y Kappelle M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest, *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.

Rands MRW, Adams WM, Bennun L. Butchart, SHM, Clements A, Coomes D, Entwistle A, Hodge I, Kapos V, Scharlemann JPW, Sutherland WJ, y Vira B. 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond. *Science* 329: 1298-1303.

Reyes S, & Ríos OV. 2011. La restauración ecológica en la práctica: memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Colombia, pp. 630.

Sánchez Ó. 2000. Programas de conservación de vida silvestre: diseño, ejecución y seguimiento. En: Sánchez, O., M. C. Donovarros-Aguilar y J. E. Sosa-Escalante (eds.). *Conservación y manejo de vertebrados en el trópico de México*. INE-Semarnap, U.S. Fish & Wildlife Service, UPC, A.C., Universidad Autónoma de Yucatán y Conabio. México, pp, 19-34.

Sánchez O. 2005. Temas sobre restauración ecológica, Instituto Nacional de Ecología, Mexico, pp. 255.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Arizona,

USA, pp.13.

Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management. 2004. Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland, pp. 8

Stohlgren TJ, Barnett DT, Jarnevich CS, Flather C, y Kartesz J. 2008. The myth of plant species saturation. *Ecological Letters* 11: 313–326.

UICN, PNUMA, WWF. 1991. Cuidar la tierra: Estrategia para el futuro de la vida. Gland, Suiza, pp. 252.

Urbanska KM, Webb NR, y Edwards PJ. 1997. Why restoration? in K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards, editors. *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 3-7.

Vargas JO. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16: 221-246.

Vargas O. 2007. Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. pp. 175.

Van Andel J, y Aronson J. 2006. *Restoration ecology: the new frontier*. BLACKWELL PUBLISHING, Oxford, UK. pp. 400.

Westman WE. 1991. Ecological restoration projects: measuring their performance. *The Environmental Professional* 13: 207-215.

Wiens J. 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology, In *The*

ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems and Biodiversity, Chapman and Hall, EE.UU. pp.93-107.

Wilson, KA, Lulow M, Burger J, Fang Y, Andersen C, Olson D, O'Connell M, and McBride MF. 2011. Optimal Restoration: Accounting for Space, Time and Uncertainty, *Journal of Applied Ecology* 48: 715–725.

Woods SW, Birkas A, Ahl R. 2007. Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86: 465-479.

Zedler JB. y Callaway JC. 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories?, *Restoration Ecology* 7: 69-73.

CONCLUSIONES

El proceso de reforestación con especies arbóreas y arbustivas de individuos de porte menor es una alternativa de restauración ecológica para el matorral espinoso tamaulipeco. El capítulo “Composición, diversidad y sobrevivencia de un área restaurada en el complejo siderúrgico de Ternium, pesquería, México” pone de manifiesto que la comunidad vegetal establecida presenta una estructura similar a una comunidad madura, en donde dominan escasas especies y existe una alta densidad de especies poco dominantes, las especies que registraron un mayor valor de importancia son las que dominan en las comunidades vegetales maduras y poco perturbadas, existe un alto porcentaje de sobrevivencia de la reforestación. Esta investigación pone de manifiesto que la técnica de rescate de especies es una alternativa viable para incorporar una alta riqueza y diversidad de especies arbóreas y arbustivas en prácticas de restauración para zonas degradadas.

Las comunidades vegetales regeneradas post-ganadería presentan una alta riqueza de especies y valores altos de diversidad alfa, las comunidades evaluadas presentan una similitud media (48%), después de 25 años de regeneración la especie más dominante es la exótica *Cenchrus ciliaris*, que fue la utilizada para el consumo del ganado. La comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco tiene capacidad de regeneración natural después de la actividad pecuaria, presentando una riqueza de especies y diversidad muy similar a una comunidad madura.

La comunidad vegetal regenerada después de la actividad agrícola se encuentra conformada por tres especies, siendo *Prosopis laevigata* la que presenta mayor cobertura con un 89.12 %, seguida de *Acacia farnesiana* con el 9.66 % y *Celtis pallida* con el 1.22%, existe una alta presencia de individuos en las clases diamétricas menores, lo cual muestra un estado de regeneración activo, la familia con mayor peso ecológico fue *Mimosaceae* con un 96% de IVI,

de los cuales el 76% está concentrado en *Prosopis laevigata*. Mediante el índice de distribución vertical se concluye que la vegetación presenta una diversidad media en los estratos de altura, registrando un valor de 63.7% de A_{rel} . La presente investigación aporta información básica que puede ser de ayuda para que gestores implementen programas de manejo, restauración o rehabilitación para uno de los ecosistemas más representativos del noreste de México, y sur de Texas como lo es el matorral espinoso tamaulipeco.

Las comunidades vegetales desarrolladas en lomas y valles presentan diferencias significativas. El matorral presente en la loma presenta menor altura, área de copa, índice de Margalef e índice de Shannon, pero mayor densidad. La comunidad vegetal presente en el valle registra mayores valores, esto puede deberse al contraste en las condiciones de profundidad, nutrientes y humedad del suelo, ya que en temporada de lluvia en la zona de matorral en monte bajo se crea un arroyo intermitente el cual puede propiciar las condiciones favorables para el desarrollo de más variedad de especies en la zona. Así mismo también se concluye que las comunidades estudiadas presentan una baja similitud florística, compartiendo únicamente 4 especies en común, de las cuales sólo *Acacia amentacea* es abundante en ambos matorrales.

El estudio del material particulado sedimentable depositado en las hojas de la vegetación en la zona cercana a una fuente emisora, permite una primera aproximación de carácter cuantitativa, en aquellas áreas donde no existen registros continuos. Contar con registros de material particulado sedimentable puede ayudar a conocer el grado de contaminación y la distribución de la misma para estudios de contaminación o impacto ambiental.

Las actividades de remoción de vegetación generan un impacto notable de contaminación por material particulado sedimentable en las zonas cercanas a la fuente emisora.

La contaminación ambiental por material particulado sedimentable está

directamente relacionado con las actividades de remoción de vegetación en la zona de construcción de la central eléctrica, ya que la mayor cantidad de material particulado sedimentable se registró durante el muestreo realizado en mayo 2014 donde la actividad fue más intensa. Conforme pasó el tiempo de cese de desmonte se observa una clara disminución de material particulado sedimentable en el área de estudio.

El empleo de este método alternativo en estudios de contaminación o impacto ambiental, permite conocer como primera aproximación el grado de contaminación por material particulado sedimentable en un área donde se carece de registros confiables y permanentes y servirá para conocer el impacto que se genera al medio ambiente al realizar una obra de desmonte en el lugar.

Con base al conjunto de resultados de esta investigación se espera haber contribuido al análisis de la efectividad en técnicas de restauración ecológica así como haber sentado las bases con información que pueda ser de utilidad en un futuro próximo para los gestores e investigadores del área y con esto ayudar a la mejora de proyectos y actividades de manejo, conservación y restauración del matorral espinoso tamaulipeco.

Bibliografía

Acero JA y Simon A. (2010). Influence of vegetation scenarios on the local air quality of a city square. En: CLIMAQS Workshop 'Local air quality and its interactions with vegetation', Antwerp, Belgium, pp. 21-22.

Alanís E, Jiménez J, Canizales PA, González H, Mora-Olivo, A. 2015. Estado actual del conocimiento de la estructura arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Revista Iberoamericana de Ciencias* 2(7):69-80.

Alanís E, Jiménez J, Espinoza D, González M, Jurado E, Aguirre O. 2008. Monitoreo del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Chapingo serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14(2):113-118.

Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño JE, Jurado E, González MA. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11:56-62.

Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerana JI, Cuellar LG, Mora-Olivo A. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:185-191.

Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño E, Jurado E y González MA. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11(1): 56-62.

Alanís E, Jiménez J, Pando M, Aguirre OA, Treviño EJ y Canizales P. 2010. Caracterización de la diversidad arbórea en áreas Restauradas post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México". *Acta biol. Colomb.* 15(2): 309-324.

Alanís E, Molina VM, Rechy L, Alcalá AG, Marín JD, Pequeño MA. (2016) Capítulo 11 Composición, diversidad y supervivencia de un área restaurada en el Complejo Siderúrgico de Ternium, Pesquería, Nuevo León. En: Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas, (E. Ceccon, y C. Martínez) Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad Cuernavaca, Morelos, México. pp. 255-272.

Aragon A, Campos AA, Leyva R, Hernández M, Miranda N y Lszczewski A. (2006). Influencia de emisiones industriales en el polvo atmosférico de San Luis Potosí. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 22: 5-19.

Arriaga L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. Investigación ambiental 1(1):6-16.

Bajaña F, Castillo M, Mosquera G, y Segarra P. 2013. Elaboración de planes de restauración pasiva para el programa socio bosque región amazónica “propuesta para definición de áreas prioritarias para restauración, programa socio bosque”, documento técnico USAID, Ecuador, pp. 34.

Banco mundial. 2016.

<<http://datos.bancomundial.org/indicador/NV.AGR.TOTL.ZS>> (Consultado Octubre 2016).

Barredo CJI. 2005. Sistemas de Información geográfica y evaluación multicriterio, en la ordenación del territorio. 2º edición. RAMA, Madrid, España, pp. 304.

Barrera, J y Ríos H. 2002. Acercamiento a la ecología de la restauración, *Perez-Arbelaezia* 13: 33- 46.

Barrera-Cataño JI, y Valdés-López C. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum*, 12: 11-24.

Barrera JI, Contreras SM, Garzón N, Moreno AC y Montoya SP. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del distrito capital. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia, pp. 401.

Baron JS, Poff NL, Angermeier PL, Dahm CN, Gleick PH, Hairston NG, Jackson RB, Johnston CA, Richter BG, y Steinman AD. 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwater, *Ecological Applications* 12: 1247–1260.

Batley NH. 2000. Aspects of seasonality. *Journal of Experimental Botany* 51:1769-1780.

Beckett P, Freer P y Taylor G. (2000). Effective tree species for local airquality management. *Journal of Arboriculture* 26: 12-19.

Beer J, Harvey C, Ibrahim M, Harmand JM, Somarriba E y Jiménez F. 2003. Servicios ambientales de los sistemas agroforestales, *Agroforestería en las Américas* 10: 80-87.

Boccanelli SI. 2011. Dinámica de la vegetación luego del abandono de campos agrícolas en el sur de la Provincia de Santa Fe, Argentina. *Phyton Revista Internacional de Botánica Experimental* 80:227-229.

Bojórquez-Tapia LA, de la Cueva H, Díaz S, Malgarejo D, Alcantar G, Solares MJ, Grobet G y Cruz-Bello G. 2004. Environmental conflicts and nature

reserves: redesigning Sierra San Pedro Mártir National Park, Mexico, *Biological Conservation* 117: 111–126.

Briones EE, Arce S, Tapia A. 2009. PROPUESTA TÉCNICA DE CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE SITIOS DE REFORESTACIÓN (RESTAURACIÓN), DE MANGLARES EN LA COSTA ECUATORIANA, EcoCiencia, Ecuador, pp. 57.

Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C. 2003. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity Conservation. *Biology* 28: 909-923.

Brooks TM, Mittermeier RA, Da Fonseca Gab, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL. 2006. Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science* 313, 58-61.

Brower JE, Zar JH, y Von Ende CN. 1998. *General Ecology*. McGraw-Hill. Estados Unidos, pp. 273.

Calvo M. (1996). *Ingeniería del Medio Ambiente*. Colección Ingeniería del Medio Ambiente. Mundiprensa (Ed.), Madrid, España, pp. 701.

Camargo Ponce de León G. 2007. *Guía Técnica para proyectos piloto de restauración ecológica participativa*, Bogota, Colombia, pp. 90.

Canizales PA, Alanís E, Aranda R, Mata JM, Jiménez J, Alanís G, Uvalle JI y Ruíz MG. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115-120.

Carpenter S, Walker B, Marty AJ, Abel N. 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems* 4: 765-781.

Celis JE, Morales JR, Zaror CA, y Carvacho OF. (2007). Contaminación del aire atmosférico por material particulado en una ciudad intermedia: el caso de Chillán (Chile). *Información tecnológica* 18: 49-58. DOI: 10.4067/S0718-07642007000300007

Chauhan M. 2005. Book Review. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. *Restoration Ecology* 13(3):578-579.

Chu C, Lamb D, y Hockings M. 2013. Simple Plantations Have the Potential to Enhance Biodiversity in Degraded Areas of Tam Dao National Park, Vietnam. *Natural Areas Journal* 33(2), 139-147.

Clark DB. 2002. Los factores edáficos y la distribución de las plantas, en: *Ecología y Conservación de Bosques neotropicales*, Guariguata MR, Kattan GH, Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica, pp.193-221.

Clewell AF. 1999. Restoration of riverine forest at Hall Branch on phosphateminced land, Florida, *Restoration Ecology* 7: 1-14.

Codina RA, Fioretti SB, Pérez PV, Ureta NM, Llera CJ, Verd P, Carrieri SA y Manzano ER. (2002). Captación de Polvo atmosférico por especies ornamentales. *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac. Cuyo Tomo XXXIV. N° 2*, 73-79.

Comisión Nacional Forestal. 2010. Prácticas de reforestación. Manual Básico. Primera Edición. Zapopan, Jalisco, México.

Córdova-Athanasiadis M. 2010. Priorización de áreas para recuperar la función

hidrológica de la subcuenca Tábula Picachos, Guanajuato. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Querétaro, Santiago de Querétaro, Mexico. pp. 215.

Cortina J, y Klimkowska A. 2013. Priorización de la restauración bajo la Estrategia Biodiversidad 2020. Desarrollo del objetivo del 15 %. Ecosistemas 22: 139-140.

Cortina J, & Klimkowska A. 2013. Priorización de la restauración bajo la Estrategia Biodiversidad 2020. Desarrollo del objetivo del 15 %. Ecosistemas 22: 139-140.

Corleto AM, y Cortéz DM. (2012). Comparación de los métodos de Bergerhoff y placas receptoras para la cuantificación de polvo atmosférico sedimentable. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química y Farmacia. Universidad de El Salvador. San Salvador, El Salvador, pp. 161.

CONABIO, 2003.
<<http://www.conabio.gob.mx/mapaservidor/incendios/modis/tablas2003/febrero/diurnas/aqua/paso1/a1.030221.1956.html> > (consultado 7 Octubre 2014)

Corral J, Aguirre O, Jiménez J, y Corral S. 2005. "Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el Bosque Mesófilo de Montaña 'El Cielo', Tamaulipas, México". Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales 14(2): 217-228.

Dalamasso A, Candia R y Llera J. (1997). La vegetación como indicadora de la contaminación por polvo atmosférico. Multequina 6: 91-97.

Del Río M, Montes F, Cañellas I y Montero G. 2003. "Índices de diversidad estructural en masas forestales". Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales 12(1): 159-176.

De Matauco AIG, Naverac VA, García DG, Ferrer DB, de Olazagoitia Blanco A S, Ojeda AO, y Capellín KR. 2015. DETERMINACIÓN DE CONDICIONES DE REFERENCIA PARA LA RESTAURACIÓN DE LA MORFOLOGÍA FLUVIAL EN RÍOS DE GIPUZKOA, II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial, España, pp. 245-253.

Diamond D, Riskind D, Orzell S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. Texas Journal of Science 39: 202-221.

Donjuán M CA, Jiménez J, Alanís E, Camacho R AE, Yerena JI y González M A. (2013). Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. Revista mexicana de ciencias forestales :, 124-137.

Domínguez-Gómez TG, González Rodríguez H, Ramírez Lozano RG, Estrada Castillón AE, Cantú Silva I, Gómez Meza MV y Alanís Flores G. (2013). Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. Revista mexicana de ciencias forestales 4(17): 106-122.

Dorado O, y Arias DM. 2006. Reforestar o restaurar para la recuperación ambiental. Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos. 3: 39-44.
Echeverría C, Schiappacasse I, Urrutia R, Cárcamo M, Becerra P, Smith C. y Holmgren M. 2010. Restauración de ecosistemas degradados para la conservación de la biodiversidad y el desarrollo rural en la zona semiárida de Chile central, Proyectos Reforlan-RUE 33. Valdivia. Chile, pp. 24

Estrada E, Yen AD y Villarreal J. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 75: 73-85.

Eviner VT. 2003. Functional matrix: a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. Annual Review Ecology, Evolution and Systematics 34: 455-485.

Ezcurra, AJV, y Castillo AR. 2013. Valoración económica de bienes y servicios ambientales de la Laguna Conache, Laredo (La Libertad, Perú). Revista REBIOLEST, 1: 54-70.

FAO. 2010. EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS FORESTALES MUNDIALES 2010 INFORME NACIONAL MEXICO. FAO Departamento forestal. Roma, Italia, pp. 346.

Fresco LO. 2005. Ciencia y la revolución pecuaria. Revista Enfoques FAO (en <http://www.fao.org/ag/esp/revista/0511sp1.htm>). Fecha de consulta: 24 de marzo de 2014.

Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin F S, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, y. Snyder PK. 2005. Global consequences of land use. Science 309: 570-574.

Gadow K, Sánchez S, Álvarez JG 2007. Estructura y crecimiento del bosque. Universidad de Göttingen, Alemania, pp. 277.

Gálvez J. 2002. La restauración ecológica: Conceptos y aplicaciones. Universidad Rafael Landívar Facultad de Ciencias Ambientales y Agrícolas, Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente. Guatemala, pp. 23.

García E. 1964. Clasificación Climática Köppen, Modificada por Enriqueta, García. UNAM, México.

García R. 1995. Diversidad florística de los petenes de Campeche. Acta Botánica Mexicana 31: 73-84.

García J y Jurado E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. Ra Ximhai 4(1):1-21.

Garibello C. 2003. Restauración de ecosistemas a partir del manejo de la vegetación. Guía metodológica. Bogotá (Colombia): Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal CONIF, Colombia, pp. 96.

Geneletti D, Orsi F, Lanni E y Newton AC. 2011. Identificación de Áreas Prioritarias para la Restauración de bosques secos. In: Newton, A.C. y N. Tejedor, eds. Principios y práctica de la restauración del paisaje forestal: Estudios de caso en las zonas secas de América Latina. UICN y Madrid, España. Gland, Suiza, pp. 289-326

Girard JE, y Girard J. (2014). Principles of environmental chemistry. Tercera Edicion Jones & Bartlett Publishers. Massachusetts. EUA, pp. 676.

Gómez A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México, pp. 62.

Gómez E, Díaz H, Saldívar A, Briones F, Vargas V, Grant WE. 2007. Patrón de crecimiento de pasto buffel (*Pennisetum ciliare* L. (Link.) Sin. *Cenchrus ciliaris* L.) en Tamaulipas, México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 45(1):1-17.

González H, Ramírez R, Cantú I, Gómez M y Uvalle JI. 2010. Composición y Estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 29:91-106.

González M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, U.A.T. y U.N.A.M.

González M. 1996. Análisis de la Vegetación Secundaria de Linares, N.L. México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N.L. México, pp.103.

González MA, Schwendenmann L, Jiménez J Y Schulz R. 2008. Forest structure and woody plant species composition along a fire chronosequence in mixed pine-oak forest in the Sierra Madre Oriental, Northeast Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 161-167.

González-Ovando ML. 2014. Identificación de áreas prioritarias para restauración ecológica, en la región Chignahuapan-Zacatlán, Puebla, Tesis de maestría, Colegio de Posgraduados, MONTECILLO, TEXCOCO, MÉXICO. 2014. pp. 104

Granados DS y Mendoza OA. (2002). Los árboles y el ecosistema urbano. Universidad Autónoma de Chapingo. Dirección de Difusión Cultural. Texcoco, México, pp. 96.

Heiseke D y Foroughbakhch R. 1985. El matorral como recurso forestal: Evaluación de dos tipos de matorral en la región de Linares, Nuevo León. Reporte Científico 1. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo León, México, pp. 19.

Herrick JE, Schuman GE, y Rango, A. 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14(3), 161-171.

Hoobs RJ y Norton DA. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology, *Restoration Ecology* 4: 93-110.

Hobbs RJ. 2008. Goals, Targets and Priorities for Landscape Scale Restoration, En *Managing and Designing Landscapes for Conservation*, edited by David B. Lindenmayer and Ricard J. Hobbs, Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK, pp. 511-526.

INEGI. 2009. Guía para la Interpretación de Cartografía Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250 000 Serie III. Aguascalientes, México, pp. 195

Jiménez J, Aguirre O y Kramer H. 2001. “Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México”. *Investigaciones Agrarias: Sistema de Recursos Forestales* 10(2): 355-366.

Jiménez PJ, Alanís E, Aguirre O, Pando M y González M. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3): 5-20.

Jiménez J, Alanís E, Ruiz J, González M, Yerena J y Alanís G. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Revista Ciencia UANL Año 15, 58*: 66-71.

Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA y Treviño EJ. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58(3), 299–304.

Jiménez J y Alanís E. 2012. Situación actual de los recursos forestales maderables en la región citrícola. Región Citrícola de Nuevo León: Su complejidad territorial en el marco global.

Jurado, E. 1986. Asociación entre Especies, Factores Edáficos, Topográficos y Perturbación en la Vegetación Remanente del Terreno Universitario, U.A.N.L.- Linares, N. L. Tesis Profesional. Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad del Noreste, Tampico, Tamaulipas, México. pp. 93.

Jurado E y Reid N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte Científico No. 10, Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Linares, Nuevo Leon, Mexico, pp: 4-5, 17-18.

Keenleyside K, Dudley N, Cairns S, Hall C, y Stolton S. 2012. Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices (Vol. 18). IUCN. Gland, Switzerland. pp. 116.

Keith B. 2004. Global restoration network. Ecological Restoration. 22(4):252 pp. Lookingbill TR, Minor ES, Bukach N, Ferrari JR, Wainger LA. 2014. Incorporating risk of reinvasion to prioritize sites for invasive species management. Natural Areas Journal 34(3), 268-281.

Lammerant J, Peters R, Snethlage M, Delbaere B, Dickie I, Whiteley G. 2013. Implementation of 2020 EU Biodiversity Strategy: Priorities for the restoration of ecosystems and their services in the EU. Report to the European Commission. ARCADIS (in cooperation with ECNC and Eftec). Belgium, pp. 197.

Lomas P, Martín B, Louit C, Montoya D, Montes C, y Alvarez S. 2005. Guía práctica para la valoración económica de los bienes y servicios ambientales de los ecosistemas. Ulzama digital, Madrid, España. pp. 73.

Magurran AE. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, pp.179.

Magurran, AE. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Cambridge, Massachusetts, pp. 256.

Marañón T, Ibáñez-Moreno B, Anaya-Romero M, y Muñoz-Rojas M. 2012. Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas forestales de Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla, España. pp. 50.

Martínez R y Rodríguez DA. 2003. Los incendios forestales en México y América Central. Memorias del Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía de los Programas de Protección Contra Incendios Forestales: Una visión global. pp. 767-779.

Martella M, Trumper E, Bellis L, Renison D, Giordano P, Bazzano G, Gleiser M. 2012. Manual de Ecología: Evaluación de la biodiversidad. Reduca (Biología) Serie Ecología 5(1):71-115.

McMahon M y Valdés A. 2011. Análisis del extensionismo Agrícola en México. París: Organismo para la Cooperación y el Desarrollo 1-73.

Molina VM, Rechy L, Alcalá A, Marín D, Alanís E. 2014. Composición y diversidad vegetal del matorral mediano subinerme del noreste de México. Revista Iberoamericana de Ciencias 1, 111-119.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M., Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso

tamaulipeco del Noreste de México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 4(2):361-371.

Mora CA., Alanís E, Jiménez J, González MA, Yerena JI, Cuellar LG. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. Ecología Aplicada 12(1):29-34.

Moya R JG, Ramírez G R, Foroughbackhch R, Hauad LA y González RH. 2002. Variación estacional de minerales en las hojas de ocho especies arbustivas. Ciencia UANL 5:59-65.

Molina-Guerra VM, Pando-Moreno M, Alanís-Rodríguez E, Canizales-Velázquez PA, González-Rodríguez H, Jiménez-Pérez J. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias 4(2):361-371.

Mora CA, Jiménez J, Alanís E, Rubio EA, Yerena JI, González MA 2013. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 17(4):124-137.

Mora-Donjuán CA, Rubio-Camacho EA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Mata-Balderas JM, Mora-Olivo A. 2014. Composición y diversidad vegetal de un área de matorral desértico micrófilo con historial pecuario en el Noreste de México. Polibotanica 38:53-66.

Mostacedo B y Fredericksen TS. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Editora El País, Santa Cruz, Bolivia, pp. 87.

Murcia C, y Guariguata MR. 2014. La restauración ecológica en Colombia: tendencias, necesidades y oportunidades (Vol. 107). CIFOR. Bogor, Indonesia. pp.85.

Núñez L, Reguera E, Corvo F, Gonzalez E y Vazquez C. (2005). Corrosion of copper in seawater and its aerosols in a tropical island. *Corrosion Science* 47: 461-484. DOI: 10.1016/j.corsci.2004.05.015

OIMT. 2002. Directrices de la OIMT para la restauración, ordenación y rehabilitación de bosques tropicales degradado y secundario. pp.88.

Oosterhoorn M. y Kappelle M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest, *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.

Pachón JE y Vela HS. (2014). Análisis espacio-temporal de la concentración de metales pesados en la localidad de Puente Aranda de Bogotá-Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería* 43: 120-133.

Palacios RA. 2006. Los Mezquites Mexicanos: Biodiversidad y Distribución Geográfica. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 41 (1-2): 99-121 [en línea]. Disponible en: <http://www.scielo.org.ar/pdf/bsab/v41n1-2/v41n1-2a10.pdf>. Fecha de consulta: 24 de marzo de 2015.

Pesqueria, N.L. 2014 (a)

< <http://www.pesqueria.gob.mx/municipio.php?id=8> > (consultado 14 Abril 2015).

Pesqueria, N.L. 2014 (b)

<<http://www.pesqueria.gob.mx/municipio.php?id=6>> (consultado 14 Abril 2015).

Pequeño-Ledezma MA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI, Cuellar-Rodríguez LG, Mora-Olivo A. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 24(2):48-53.

Pretzsch H., 2009. Forest Dynamics, Growth and Yield. From Measurement to Model. Springer-Verlag Berlín Heidelberg, Alemania, pp. 664.

Puliafito SE, Puliafito JL, Behler JC y Alonso P. (1995). La calidad del aire en Mendoza. En Mendoza Ambiental pp. 207- 242.

Quiñones-Gutiérrez A, González-Ontiveros V, Chávez-Pérez JR, Vargas-Martínez A, y Barrientos-Díaz F. 2013. Evaluación de inoculantes promotores de crecimiento en la producción de plantas de mezquite [*Prosopis laevigata* (Humb. Et Bonpl. ex Willd.) MC Johnst.] en Durango. Revista mexicana de ciencias forestales 4(20), 42-80.

Rands MRW, Adams WM, Bennun L. Butchart, SHM, Clements A, Coomes D, Entwistle A, Hodge I, Kapos V, Scharlemann JPW, Sutherland WJ, y Vira B. 2010. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond. Science 329: 1298-1303.

Reid N, Marroquín J, Beyer P. 1990. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. Forest Ecology and Management 36:61-79.

Reyes S, & Ríos OV. 2011. La restauración ecológica en la práctica: memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Colombia, pp. 630.

Rodríguez GA. 1994. Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L., México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Biológicas, U.A.N.L., México pp.113.

Ruiz M, Mitchell T. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Restoration Ecology* 13(3):569-577.

Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ª Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, pp. 417.

Röösli M, Theis G, Künzli N, Staehelin J, Mathys P, Oglesby L, Camenzind M y Braun Ch (2001). Temporal and spatial variation of the chemical composition of PM10 at urban and rural sites in the Basel area, Switzerland, *Atmospheric Environment* 35, 3701-3713 DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00511-2

SAGARPA 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. pp212.

SAGARPA-INEGI 2015. Nota técnica, Encuesta nacional agropecuaria 2014 Aguascalientes, México, pp. 22.

SAGARPA 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Nuevo León: Agenda de Innovación Agroindustrial. Nuevo León, México, pp. 18.

Sánchez Ó. 2000. Programas de conservación de vida silvestre: diseño, ejecución y seguimiento. En: Sánchez, O., M. C. Donovarro-Aguilar y J. E. Sosa-Escalante (eds.). *Conservación y manejo de vertebrados en el trópico de México*. INE-Semarnap, U.S. Fish & Wildlife Service, UPC, A.C., Universidad Autónoma de Yucatán y Conabio. México, pp, 19-34.

Sánchez O. 2005. Temas sobre restauración ecológica, Instituto Nacional de Ecología, Mexico, pp. 255.

Sborato D, Sborato VM y Ortega JE. (2007). Predicción y Evaluación de Impactos ambientales sobre la atmósfera. C.I.S.A. Centro de Investigación y Formación en Salud Ambiental. Colección Salud Ambiental. Encuentro Grupo

Editor. Cordoba, Argentina, pp. 153.

SEMARNAT 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México, pp. 91.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. Arizona, USA, pp.13.

Society for Ecological Restoration International and IUCN Commission on Ecosystem Management. 2004. Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA and IUCN, Gland, Switzerland, pp. 8

South Carolina Forestry Commission. (1990). Benefits of urban trees. Forestry Report R8-FR 17 April. USDA Forest Service. USA, pp.12.

SPSS. (1976). Statistical Package for the social sciences. Chicago, IL, USA.

Stohlgren TJ, Barnett DT, Jarnevich CS, Flather C, y Kartesz J. 2008. The myth of plant species saturation. *Ecological Letters* 11: 313–326.

UICN, PNUMA, WWF. 1991. Cuidar la tierra: Estrategia para el futuro de la vida. Gland, Suiza, pp. 252.

Urbanska KM, Webb NR, y Edwards PJ. 1997. Why restoration? in K. M. Urbanska, N. R. Webb, and P. J. Edwards, editors. *Restoration ecology and sustainable development*. University Press, Cambridge, United Kingdom, pp. 3-7.

Vargas JO. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16: 221-246.

Vargas O. 2007. Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. pp. 175.

Van Andel J, y Aronson J. 2006. Restoration ecology: the new frontier. BLACKWELL PUBLISHING, Oxford, UK. pp. 400.

Villareal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M y Umaña AM. 2006. Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad: 191 (en) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. Colombia, pp. 236.

Villavicencio GR, Bauche P, Gallegos A, Santiago AL, y Huerta FM. 2005. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila. *Boletín IBUG* 13(1): 67-76.

Villegas, G. 1972. Tipos de Vegetación en los Municipios de Linares y Hualahuises, Nuevo León; sus características, aprovechamiento y condiciones ecológicas en que se desarrollan. Tesis. Esc. de Agricultura, U. de G. México, pp. 96.

Von Maydel HJ. 1996. Appraisal of practices to manage woody plants in semiarid environment. In: Bruns, S. J., O. Luukanen and P. Woods (eds.). Dry land forestry research. International Foundation for Science. Stockholm, Sweden. pp. 47-64.

Vollenweider P y Gunthardt MS. (2005). Diagnosis of abiotic and biotic stress factors using the visible symptoms in foliage. *Environmental Pollution* 137, 455-46. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.01.032

Westman WE. 1991. Ecological restoration projects: measuring their performance. *The Environmental Professional* 13: 207-215.

Wiens J. 1997. The emerging role of patchiness in conservation biology, In *The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems and Biodiversity*, Chapman and Hall, EE.UU. pp.93-107.

Wilson, KA, Lulow M, Burger J, Fang Y, Andersen C, Olson D, O'Connell M, and McBride MF. 2011. Optimal Restoration: Accounting for Space, Time and Uncertainty, *Journal of Applied Ecology* 48: 715–725.

Woods SW, Birkas A, Ahl R. 2007. Spatial variability of soil hydrophobicity after wildfires in Montana and Colorado. *Geomorphology* 86: 465-479.

Zedler JB. y Callaway JC. 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories?, *Restoration Ecology* 7: 69-73.

Young TP. 2013. *Restoration Ecology: The New Frontier*, 2nd edition. *Restoration Ecology* 21:526.

Zacarías-Eslava LE, Cornejo-Tenorio G, Cortés-Flores J, González-Castañeda N, y Ibarra-Manríquez G. 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. *Revista mexicana de biodiversidad* 82(3): 854-869.